Iulie 2012

EVALUAREA INIŢIALĂ A MEDIULUI MARIN

DOCUMENT REALIZAT ÎN CONFORMITATE CU CERINTELE DIRECTIVEI 2008/56/CE A PARLAMENTULUI EUROPEAN ŞI A CONSILIULUI

Lista persoanelor care au contribuit la realizarea acestui document.

Institutul Naţional de Cercetare Dezvoltare Marină „Grigore Antipa”

Boicenco Laura, Alexandrov Laura, Anton Eugen, Boicenco Laura, Coatu Valentina, Cristea Madalina, Diaconeasa Dan, Dumitrache Camelia, Filimon Adrian, Lazar Luminita, Malciu Viorel, Marin Oana, Mateescu Razvan, Mihailov Mona, Nicolaev Simion, Nita Victor, Oros Andra, Radu Gheorghe, Spanu Alina, Stoica Elena, Tabarcea Cristina, Teodor Cristescu, Tiganus Daniela, Timofte Florin, Zaharia Tania.

Autoritatea Naţională Apele Române

Antonaru Otilia, Rusu Cristian

Cuprins

1 INTRODUCERE 12

1.1 Generalități privind apele marine românești 12

1.2 Cerințele Directivei Strategia pentru Mediul Marin pentru evaluarea inițială 12

2 Analiza caracteristicilor apelor marine românești 18

2.1 Caracteristici fizice și chimice 18

2.1.1 Caracteristici batimetrice și granulometrice 18

2.1.2 Regimul anual şi sezonier al temperaturilor 21

2.1.3 Fenomene de îngheţ 23

2.1.4 Stratificarea maselor de apă 24

2.1.5 Viteza curenţilor 27

2.1.6 Nivelul mării 30

2.1.7 Turbiditate 32

2.1.8 Repartiţia spaţio-temporală a salinităţii 35

2.1.9 Distribuţia spaţio-temporală a oxigenului 39

2.1.10 Repartiţia spaţio-temporală a nutrienţilor 44

2.1.11 Repartiţia spaţio-temporală a carbonului organic total (TOC) 49

2.1.12 Acidifierea (pH) 52

2.2 Habitate 56

2.2.1 Sisteme de clasificări ale habitatelor marine 57

2.2.2 Tipurile de habitate Natura 2000 58

2.3 Caracteristici biologice ale comunităților pelagiale și bentale 64

2.3.1 Comunitatea fitoplanctonică 64

2.3.2 Comunitatea zooplanctonică 70

2.3.3 Macroalgele 75

2.3.4 Comunitati macrozoobentale 78

2.3.5 Ihtiofauna de la litoralul românesc al Mării Negre 83

2.3.6 Mamifere 92

2.3.7 Specii marine non-indigene la litoralul românesc al Mării Negre 94

2.4 Alte caracteristici 104

2.4.1 Metale grele 105

2.4.2 Poluanţi organici 117

2.4.3 Încărcătura microbiologică 128

3 Activităţi, presiuni antropice şi analiza impactelor 130

3.1 Introducere 130

3.2 Transportul maritim 132
3.2.1 Impactul traficului maritim 133
3.3 Construcţiile hidrotehnice la litoralul românesc 135
3.4 Activităţile de prospectare şi explorare pentru petrol şi gaze 136
3.4.1 Impactul asupra mediului marin 138
3.5 Activităţi recreaţionale şi turism 139
3.5.1 Impactul activităţilor recreaţionale 139
3.6 Activitatea de pescuit 143
3.7 Contaminarea cu substante periculoase 147
3.7.1 Introducerea de compusi sintetici 147
3.7.2 Introducerea de substanțe și compuși nesintetici 157
3.7.3 Efectele contaminării cu substanţe periculoase asupra mediului marin 162
3.8 Imbogatirea cu nutrienţi şi materii organice 169
3.8.1 Nutrienţii 169
3.8.2 Substanțe organice 175
3.8.3 Efecte ale îmbogăţirii cu nutrienţi şi materii organice 178
4 Evaluarea Economică şi Socială a utilizării mediului marin 186
4.1 Introducere 186
4.2 Analiza Economică Socială a utilizării mediului marin 186
4.2.1 Metode de abordare 186
4.2.2 Analiza financiară a utilizării de ape marine 187
4.3 Costurile degradării mediului marin 203
4.3.1 Rolul evaluării costurilor degradării mediului marin. Metode de abordare 203
4.3.2 Evaluarea costurilor măsurilor care contribuie la protejarea mediului marin 204
5 BIBLIOGRAFIE 210

LISTĂ TABELE

Tabel 2.1-1 Panta profilului plajei submese în zona apelor tranzitorii ale Mării Negre, zona plajei submerse Chilia-Periboina 19
Tabel 2.1-2. Panta profilului în zona apelor costiere ale Mării Negre, zona plajei submese Cap Singol-Vama Veche 20
Tabel 2.1-3 Apariţia fenomenului de îngheţ în zona litorală ($44^0$14' N, $28^0$38' E) 24
Tabel 2.1-4 Valorile medii sezoniere (1971 – 2011) ale temperaturii apei pe adâncime, la staţia Constanţa5 26
Tabel 2.1-5 Date statistice privind înregistrările de nivel al mării în perioada 2006-2011 30
Tabel 2.1-6 Date statistice privind înregistrările de transparenţă a mării (perioada 2006-2011) .. 32
Tabel 2.1-7 Date statistice ale interpolării (kriging) pe toată zona[4] 32
Tabel 2.1-8 Date statistice generale ale concentraţiilor (μM) speciilor anorganice ale azotului în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 2006-2011 47
Tabel 2.3-1 Lista speciilor fitoplanctonice care au produs densităţi mai mari de 100 milioane celule la litru, în apele litorale româneşti ale Mării Negre, perioada 1960-2007. 67
Tabel 2.3-2 Structura calitativă generală a zooplanctonului din perioada 2004 - 2010 71
Tabel 2.3-3 Specii marine non-indigene la litoralul românesc al Mării Negre 95
Tabel 2.4-1 Concentraţiile HAP- urilor care depăşesc valorile maxime admise de Ordinul nr.161/2006 din apele sectorului românesc al Mării Negre în perioada 2006-2011 121
Tabel 3.2-1 Poluări accidentale cu petrol şi ape uzate menajer, fără impact major asupra mediului, în anul 2010 (Raport APM Constanţa, 2010). 134
Tabel 3.4-1 Informaţii despre poluarea fizică, chimică şi biologică (conform "Studiului de impact", elaborat de INCDM, pentru exploatarea şi explorarea potenţialului de hidrocarburi a Blocului XV Midia, în iulie 2007) 138
Tabel 3.5-1Caracteristicile microbiologice ale apelor de îmbăiere de pe litoralul românesc, în anul 2010 140
Tabel 3.6-1 Structura capturilor accidentale de delfini la litoralul romanesc în perioada 2002 - 2011 144
Tabel 3.6-2 Structura lunară a eşuărilor de delfini la litoralul romanesc în perioada 2002 - 2011 145
Tabel 3.7-1 Numarul surselor de poluare punctiforma semnificative in perioada 2007-2011 ... 147
Tabel 3.7-2 Incarcarile de compusi sintetici evacuate in perioada 2007-2011 pe categorii de utilizatori 148
Tabel 3.7-3 Incarcarea cu hidrocarburi aromatice mononuclearegenerata de Fluviul Dunarea in anul 2009 151
Tabel 3.7-4 Incarcarea cu hidrocarburi aromatice polinucleare generata de Fluviul Dunarea in anul 2009 151
Tabel 3.7-5 Incarcarea cu solventi si solventi organici clorurati generata de Fluviul Dunarea in anul 2009 152
Tabel 3.7-6 Incarcarea cu pesticide organoclorurategenerata de fluviul Dunarea in perioada 2007-2011 153
Tabel 3.7-7 Incarcarea cu pesticide triazinice generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011 153
Tabel 3.7-8 Incarcarea cu fenoli si compusi generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011 154
Tabel 3.7-9 Incarcarea cu cianuri si detergenti generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011 154
Tabel 3.7-10 Incarcarea de hidrocarburi aromatice polinucleare generata de CDMN-CPAMN in anul 2009 155
Tabel 3.7-11 Incarcarea cu pesticide organoclorurate generata de CDMN-CPAMN în anul 2009 155
Tabel 3.7-12 Incarcarea cu pesticide triazinicegenerata de CDMN-CPAMN în anul 2009 156

Tabel 3.7-13 Incarcarea cu cianuri şi detergenţigenerată de CDMN-CPAMN în perioada 2007-2011 156
Tabel 3.7-14 Încărcarile cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de sursele de poluare punctiforma semnificative in perioada 2007-2011 158
Tabel 3.7-15 Încărcările cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de fluviul Dunărea în Marea Neagra în perioada 2007-2011 161
Tabel 3.7-16 Încărcările cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de CDMN-CPAMN în Marea Neagră în perioada 2007-2011 162
Tabel 3.8-1 Numărul surselor de poluare punctiformă semnificative, în perioada 2007-2011. . 171
Tabel 3.8-2 Incărcările de nutrienţi evacuate în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 171
Tabel 3.8-3 Incarcarile de nutrienti descarcate de Fluviul Dunarea in perioada 2006-2010. 174
Tabel 3.8-4 Incărcările de nutrienţi descarcate de CDMN-CPAMN, în perioada 2007-2011. ... 175
Tabel 3.8-5Numărul surselor de poluare punctiformă semnificative, în perioada 2007-2011. .. 176
Tabel 3.8-6 Incărcările de substanţe organice evacuate în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 176
Tabel 3.8-7Incărcările de substanţe organice descărcate de Dunăre, în perioada 2006-2010 177
Tabel 3.8-8 Incărcările de substanţe organice descarcate de CDMN-CPAMN, în perioada 2007-2011. 178
Tabel 3.8-9 Valori statistice generale ale concentraţiilor de fosfor şi azot dizolvat în apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg 181
Tabel 3.8-10 Valori statistice generale ale densităţilor fitoplanctonului din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat – larg 184
Tabel 3.8-11 Valori statistice generale ale biomasei fitoplanctonului din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg 184
Tabel 3.8-12 Valori statistice generale ale concentraţiilor de oxigen dizolvat (µM şi %) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg 185
Tabel 4.2-1 Caracteristicile administrative şi demografice ale Spaţiului Hidrografic Dobrogea 188
Tabel 4.2-2 Activităţi economice cu acţiune directă asupra mediului marin 189
Tabel 4.3-1 Legislaţie care contribuie la îmbunătăţirea calităţii mediului marin 204
Tabel 4.3-2Situaţia cheltuielilor colectare si eliminare alge 207
Tabel 4.3-3 *Costul total al "Proiectului Reabilitarea şi Protecţia Costieră" în zonele Mamaia Sud şi Eforie Nord* 208

LISTĂ FIGURI

Fig. 2.1-1 Media lunară a temperaturii apei mării şi aerului la Constanţa, 1971-2011 21
Fig. 2.1-2 Media, minima şi maxima lunară a temperaturii apei mării şi aerului la Constanţa, 2006-2011 22
Fig. 2.1-3 Distribuţia spaţială a temperaturii apelor de suprafaţă pe platoul continental de vest (2006 – 2011) 23
Fig. 2.1-4 Stratificarea maselor de apă în Marea Neagră 25
Fig. 2.1-5 Evoluţia anuală pe verticală a temperaturii apei (°C) pe profilul Est-Constanţa (multimedii 1971-2011) 25
Fig. 2.1-6 Distribuţia pe verticală a temperaturii apei (°C) pe profilul Est-Constanţa (multimedii 2001-2011) 26
Fig. 2.1-7 Tendinţa temperaturii apei pentru profilul Est-Constanţa (medii lunare 1971 – 2011 - datorită numărului mare de date analizate, N~16.600, este reprezentată doar tendinţa) 26
Fig. 2.1-8 Circulaţia generală a Mării Negre dupa: a) Knipovici, 1933, b) Oguz et al., 1993 27
Fig. 2.1-9 Distribuţia curenţilor în luna februarie 2010 în zona de platformei continentale de vest a Mării Negre (cm/s) (ADCP) 28
Fig. 2.1-10 Distribuţia curenţilor la suprafaţă în ianuarie 2012 (stânga) şi Mai 2012 (dreapta) , rezultat al modelului de circulaţie pentru zona de NV a Mării Negre 29
Fig. 2.1-11 Distribuţia curenţilor la suprafaţă în luna Iulie 2011 (a) si Septembrie 2010 (b) 29
Fig. 2.1-12 Variaţia nivelului mării la Constanţa, în perioada 2006 - 2011 (medii anuale şi media ponderată pe 4 luni - sezonier) 31
Fig. 2.1-13 Evoluţia nivelului mării la Constanţa (a) şi a nivelului global (media anuală şi media ponderată pe 5 ani) (b) în perioada 1933 – 1982 31
Fig. 2.1-14 Perioada 1970 - 1979[4] 33
Fig. 2.1-15 Perioada 1980 - 1989[4] 33
Fig. 2.1-16 Perioada 1990 - 1999[4] 34
Fig. 2.1-17 Perioada 2000 - 2010[4] 34
Fig. 2.1-18 Transparenţa (disc Secchi; m) pe transectul Est Constanţa 34
Fig. 2.1-19 Distribuţia valorilor salinităţii apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 35
Fig. 2.1-20 Distribuţia spaţio-temporală a salinităţii apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 36
Fig. 2.1-21 Evoluţia anuală a salinităţii (PSU) în coloana de apă, medii lunare multianuale 1964-2011, - profilul Est Constanţa 36
Fig. 2.1-22 Salinitatea medie anuală, 1964-2011 – profilul Est Constanţa 37
Fig. 2.1-23. Distribuţia verticală a salinităţii (PSU) - media decadală 1971-2010, profilul Est – Constanţa 38
Fig. 2.1-24 Distribuţia valorilor oxigenului dizolvat în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 40
Fig. 2.1-25 Distribuţia spaţio-temporală a oxigenului dizolvat în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 40
Fig. 2.1-26 Evoluţia anuală a oxigenului dizolvat (µM) în coloana de apă, medii lunare multianuale 1964-2011, profilul Est Constanţa 41
Fig. 2.1-27 Concentraţiile minime ale oxigenului dizolvat, 1964-2011, profil Est Constanţa 42
Fig. 2.1-28 Distribuţia verticală a oxigenului dizolvat (µM) - media decadală 1964 -2010, profilul Est – Constanţa 43
Fig. 2.1-29 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor DIP în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre 44
Fig. 2.1-30 Distribuţia spaţio-temporală DIP în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 45
Fig. 2.1-31 Variaţia sezonieră a DIP în coloana de apă - medii lunare multianuale 1964-2011 - profilul Est Constanţa 45

Fig. 2.1-32 Concentraţiile medii anuale (a) şi lunare (b) ale fosfatului anorganic dizolvat (DIP) în perioada 1964-2011 – profilul Est Constanţa 46
Fig. 2.1-33 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor DIN în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre 47
Fig. 2.1-34 Distribuţia spaţio-temporală DIN în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 48
Fig. 2.1-35 Variaţia sezonieră a DIN în coloana de apă - medii lunare multianuale 1964-2011 - profilul Est Constanţa 48
Fig. 2.1-36 Concentraţiile medii anuale (a) şi lunare (b) ale azotului anorganic dizolvat (DIN) in perioada 1964-2011 – profilul Est Constanţa 49
Fig. 2.1-37 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor TOC în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre 50
Fig. 2.1-38 Distribuţia spaţio-temporală TOC în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre 50
Fig. 2.1-39 Variaţia sezonieră a TOC în coloana de apă - medii sezoniere multianuale 2006-2010 - profilul Est Constanţa 51
Fig. 2.1-40 Variaţia spaţială (a) şi anuală (b) a TOC în apele de al litoralul românesc al Mării Negre, 2006-2010 51
Fig. 2.1-41 Distribuţia valorilor pH-ului apelor de la litoralul românesc al Mării Negre 53
Fig. 2.1-42 Distribuţia spaţială a pH-ului apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre - primăvara-vara 53
Fig. 2.1-43 Distribuţia pH-ului în coloana de apă – primăvară-vară 2010-2011, Est Constanţa 54
Fig. 2.1-44 Distribuţia anuală a pH-ului mediu lunar, 2008-2011 – staţia Cazino Mamaia 54
Fig. 2.2-1 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0269 Vama Veche - 2 Mai 58
Fig. 2.2-2 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0094 Izvoarele sulfuroase de la Mangalia 59
Fig. 2.2-3 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0273 Zona marină de la Capul Tuzla 60
Fig. 2.2-4 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0197 Plaja submersă Eforie Nord - Eforie Sud 60
Fig. 2.2-5 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0237 Structuri submarine metanogene Sf. Gheorghe 61
Fig. 2.2-6 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0066 Delta Dunării - zona marină 62
Fig. 2.3-1 Compoziţia taxonomică a fitoplanctonului, pe sezoane şi în diferite perioade, în apele costiere româneşti 65
Fig. 2.3-2 Evoluţia multianuală (1996-2007) a celor două grupe ecologice identificate în apele litorale româneşti (*MS - specii marine-salmastricole; DS – specii dulcicole-salmastricole*) 65
Fig. 2.3-3 Distribuţia densităţilor medii lunare (mii cel/l) fitoplanctonice în apele de la litoralul românesc în perioada 1996 - 2007 66
Fig. 2.3-4 Evoluţia multianuală a valorilor maxime de densitate înregistrate de *Prorocentrum minimum*, în perioada 1960-2007 69
Fig. 2.3-5 Succesiunea dezvoltării densităţii şi biomasei zooplanctonului trofic şi netrofic de la litoralul românesc în perioada 2004 - 2010 72
Fig. 2.3-6 Evoluţia calitativă şi cantitativă a densităţii şi biomasei zooplanctonului trofic în perioada 2004 – 2010 73
Fig. 2.3-7 Structura calitativă şi cantitativă a macrozooplanctonului de la litoralul românesc în perioada 2008 – 2012 74
Fig. 2.3-8 Evoluţia calitativă a fitobentosului la litoralul românesc al Mării Negre de-a lungul deceniilor 75
Fig. 2.3-9 Declinul biomasei populaţiei de *Cystoseira* datorat îngheţului mării din anii 1971 - 1972 76

Fig. 2.3-10 Valoarea indicelui EI-EQR pentru staţiile analizate 76
Fig. 2.3-11 Dominanţa speciilor oportuniste în sezonul estival 77
Fig. 2.3-12 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale în biocenoza nisipurilor fine cu *Lentidium* 79
Fig. 2.3-13 Aspect exterior al speciilor caracteristice comunitatilor bentale din zona nisipurilor fine 79
Fig. 2.3-14 Evoluţia multianuală a abundenţei macrozoobentosului în biocenoza nisipurilor fine (5-20m) 80
Fig. 2.3-15 Evoluţia multianuală a biomasei macrozoobentosului în biocenoza nisipurilor fine (5-20m) 80
Fig. 2.3-16 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale în biocenoza substratului mâlos 81
Fig. 2.3-17 Evoluţia multianuală a abundenţei macrozoobentosului în biocenoza substratului mâlos (30-50m) 81
Fig. 2.3-18 Evoluţia multianuală a biomasei macrozoobentosului în biocenoza substratului mâlos (30-50m) 82
Fig. 2.3-19 Aspect exterior al lui *Modiolus* din biocenoza faseolinelor 82
Fig. 2.3-20 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale din biocenoza lui *Modiolus* 83
Fig. 2.3-21 Repartitia densităţilor şi biomaselor macrozoobentale în biocenoza lui *Modiolus,* la adâncimile 50-57m, în perioada 2009-2010 83
Fig. 2.3-22Căile de migraţie ale calcanului în bazinul Mării Negre 85
Fig. 2.3-23 Căile de migraţie ale sturionilor în bazinul Mării Negre 86
Fig. 2.3-24 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti demersale 87
Fig. 2.3-25 Structura pe clase de lungimi pentru calcanul pescuit în 2010 la litoralul românesc. 87
Fig. 2.3-26 Structura pe clase de lungimi (mm) şi vârsta (ani) la calcanul pescuit în 2010 la litoralul românesc 88
Fig. 2.3-27 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti prezenţi în capturi 88
Fig. 2.3-28 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti pelagici 89
Fig. 2.3-29 Distribuţia spaţială a şpotului în bazinul Mării Negre 89
Fig. 2.3-30 Structura pe clase de lungimi şi pe sexe la şprotul pescuit în 2010 90
Fig. 2.3-31 Distribuţia spaţială a hamsiei în bazinul Mării Negre 90
Fig. 2.3-32 Distribuţia populatiilor de *Mya arenaria* în apele sectorului 97
Fig. 2.3-33 Distribuţia populaţiilor de *Anadara inaequivalvis* pe baza abundenţei (ind/m^2) în apele sectorului românesc al Mării Negre, în perioada 2006-2011 98
Fig. 2.3-34 Distribuţia populaţiilor de *Rapana venosa* în apele sectorului românesc al Mării Negre pe baza abundenţei (ind/m^2), în 2006 şi 2012 99
Fig. 2.4-1 Distribuţia valorilor de concentraţie a metalelor grele în apa marină în perioada 2006-2011 107
Fig. 2.4-2 Distribuţia valorilor de concentraţie a metalelor grele în sedimentele marine în perioada 2006-2011 108
Fig. 2.4-3. Distribuţia concentraţiilor metalelor grele în *Mytilus galloprovincialis* în perioada 2006-2011 110
Fig. 2.4-4 Distribuţia spatială a concentraţiilor metalelor grele în apa marina de-a lungul profilelor monitorizate în perioada 2006-2011 111
Fig. 2.4-5 Distribuţia spaţială a concentraţiilor metalelor grele în sedimente de-a lungul profilelor monitorizate în perioada 2006-2011 112
Fig. 2.4-6 Distribuţia metalelor grele în sedimentele marine de-a lungul litoralului românesc (2006 - 2011) 113
Fig. 2.4-7 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în apele marine în ultima decadă 114

Fig. 2.4-8 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în sedimentele marine în ultima decadă 115
Fig. 2.4-9 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în *Mytilus galloprovincialis* în ultima decadă 116
Fig. 2.4-10 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere - HPT(µg/l) din apele sectorului românesc al Mării Negre în perioada 2006-2011 118
Fig. 2.4-11 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere - HPT(µg/l) în apele marine din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc în perioada 2006-2011 118
Fig. 2.4-12 Distribuţia conţinutului total în hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din staţiile de epurare Constanţa Sud si Eforie Sud în perioada 2006-2011 119
Fig. 2.4-13 Distribuţia conţinutului total în hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc în perioada 2006-2011 119
Fig. 2.4-14 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din sectorul românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011 120
Fig. 2.4-15 Distribuţia comparativă a conţinutului totalîn hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP(µg/l) din apele sectorului românesc al Marii Negre - perioada 2006-2011 122
Fig. 2.4-16 Distribuţia comparativă a concentraţiilor antracenului (µg/l) în apele marine din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011 122
Fig. 2.4-17 Distribuţia concentraţiei ΣHAP –urilor în sedimentele din sectorul românesc al Mării Negre - perioada 2006-2011 123
Fig. 2.4-18 Distribuţia comparativă a conţinutului total în hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP(µg/g) din sedimentele sectorului românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011 123
Fig. 2.4-19 Distribuţia concentraţiilor pesticidelor organoclorurate – HCB (a), lindan (b), aldrin (c), DDT (d) - pe diferite izobate 125
Fig. 2.4-20 Variaţia lindanului în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011 126
Fig. 2.4-21 Variaţia aldrinului în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011 126
Fig. 2.4-22 Variaţia DDT în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011 126
Fig. 2.4-23 Variaţia lindanului (a), aldrinului (b), heptaclorului (c) şi DDT (d) în biotă în perioada 2006 -2011 127
Fig. 2.4-24 Proporţia de analize de apă marină din zonele de îmbăiere amenajate care depăşeşte valorile recomandate şi obligatorii (95 % < 10000 per 100 ml valoare obligatorie pentru CT; 95 % < 2000 per 100 ml valoare obligatorie pentru CF şi 100 per 100 ml valoare recomandată pentru SF), specificate de Normativele naţionale şi Directiva apei de îmbăiere (2008/56/CE) în perioada 2004-2011 129
Fig. 3.1-1 Harta principalelor activităţi socio-economice desfăşurate în zona costieră a litoralului românesc al Mării 131
Fig. 3.2-1 Harta traseelor de navigaţie, ancoraje, conducte pentru gaz şi petrol, platforme petroliere din apele marine româneşti 132
Fig. 3.2-2 Numărul poluarilor accidentale înregistrate în perioada 2007-2011 133
Fig. 3.4-1 Harta zonelor de prospectare pentru petrol şi gaze din apele marine româneşti 137
Fig. 3.5-1 Distribuţia procentuală a deşeurilor identificate pe plaje, în anul 2011. 141
Fig. 3.5-2 Distribuţia deşeurilor pe sectoare de plajă, în anul 2011. 141
Fig. 3.5-3 Proporţia categoriilor de deşeuri rezultate în urma traulărilor de sondaj efectuate în anul 2011(stânga) şi 2012 (dreapta) 142
Fig. 3.6-1 Delfini capturaţi accidental în setci instalate pentru pescuit calcan 143
Fig. 3.6-2 Delfíni eşuaţi pe plaje 144
Fig. 3.6-3 Harta amplasării uneltelor de pescuit în apele costiere româneşti 146
Fig. 3.7-1 Incarcarea cu cianuri a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali 148
Fig. 3.7-2 Incarcarea cu detergenti sintetici a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali 148
Fig. 3.7-3 Incarcarea cu fenoli a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali 149

Fig. 3.7-4 Afluentii mediului marin 150
Fig. 3.7-5 Harta surselor de poluare semnificativa de la litoralul românesc 158
Fig. 3.7-6 Încărcarea cu Fe a apelor evacuate în perioada 2007-2011 159
Fig. 3.7-7 Încărcarea cu sulfuri a apelor evacuate în perioada 2007-2011 159
Fig. 3.7-8 Încărcarea cu cadmiua a apelor evacuate în perioada 2007-2011 159
Fig. 3.7-9 Încărcarea cu mercur a apelor evacuate în perioada 2007-2011 160
Fig. 3.7-10 Încărcarea cu nichel a apelor evacuate în perioada 2007-2011 160
Fig. 3.7-11 Încărcarea cu plumb a apelor evacuate în perioada 2007-2011 160
Fig. 3.7-12 Repartiţia procentuală aîncărcărilor cu substanţe şi compuşi nesintetici pentru fiecare braţ al fluviului Dunărea 161
Fig. 3.7-13 Repartiţia procentuaă a încărcărilor cu substanţe şi compuşi nesintetici pentru CDMN-CPAMN 162
Fig. 3.7-14 Diagramele metal/litiu pentru sedimentele marine 165
Fig. 3.7-15 Date comparative privind bioacumularea metalelor grele în specimene de *Mytilus galloprovincialis* din diferite locaţii de-a lungul litoralului românesc (2002 - 2011) 165
Fig. 3.7-16 Concentraţiile de pesticide în apă, sedimente şi organisme 168
Fig. 3.8-1 Evoluţia numărului de surse de poluare, în perioada 2007-2011. 169
Fig. 3.8-2 Poziţionarea surselor punctiforme de poluare, pe categorii de folosinţă. 170
Fig. 3.8-3 Incărcarea de N total evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 172
Fig. 3.8-4 Incărcarea de P total evacuată în perioada 2007-2011, pe câtegorii de utlizatori. 172
Fig. 3.8-5 Incărcarea de NO3 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 172
Fig. 3.8-6 Incarcarea de NO_2 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 173
Fig. 3.8-7 Incărcarea de NH4 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 173
Fig. 3.8-8 Repartiţia procentuală a încărcărilor de nutrienţi pentru fiecare braţ al Dunării. 174
Fig. 3.8-9 Repartiţia procentuală a încărcărilor de nutrienţi pentru CDMN-CPAMN. 175
Fig. 3.8-10 Incărcarea de CBO5 evacuată în perioada 2007-2011, pe caegorii de utilizatori. 176
Fig. 3.8-11 Incărcarea de CCO-Cr evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori. 177
Fig. 3.8-12 Repartiţia procentuală a încărcărilor de substanţe organice pentru fiecare braţ al Dunării. 177
Fig. 3.8-13 Repartiţia procentuală a încărcărilor de substanţe organice pentru CDMN-CPAMN. 178
Fig. 3.8-14 Surse de poluare de pe uscat (Hot Spoturi) la litoralul românesc al Mării Negre 180
Fig. 3.8-15 Distribuţia spaţio – temporală a concentraţiilor medii ale ortofosfaţilor - litoralul românesc al Mării Negre în apropierea surselor de poluare (sus) şi în larg (jos) – 2006 - 2011 181
Fig. 3.8-16 Distribuţia spaţio – temporală a concentraţiilor medii ale azotului anorganic - litoralul românesc al Mării Negre în apropierea surselor de poluare (sus) şi în larg (jos) – 2006 - 2011 182
Fig. 3.8-17 Raportul mediu N/P – litoralul românesc al Mării negre în apropierea surselor de poluare (stânga) şi în larg (dreapta) – 2006 - 2011 183
Fig. 3.8-18 Distribuţia spaţială a abundenţei altor grupe fitoplanctonice din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ, surse de poluare şi larg - 2006 - 2011 184
Fig. 4.2-1 *Analiza comparativă PIB la nivelul Spţiului Hidrografic Dobrogea -Regiunea Sud Est-Naţional* 188
Fig. 4.2-2*Analiza comparatiăa VAB la nivelul Spaţiului Hidrografic Dobrogea Regiunea Sud Est-Naţional* 189
Fig. 4.2-3 Evoluţia Capturilor de peşte - 190
Fig. 4.2-4 Mărfuri încărcate şi descărcate - porturi Marea Neagră -2009 192
Fig. 4.2-5 Mărfuri încărcate şi descărcate - porturi Marea Neagră -2010 192
Fig. 4.2-6 *Pondere transport 2009* Fig. 4.2-7 *Ponderea transport 2010* 192
Fig. 4.2-8 Valoarea producţiei industriale pentru construcţii de nave şi structuri plutitoare 193
Fig. 4.2-9 Evoluţia înnoptărilor în structuri hoteliere 194
Fig. 4.2-10 Evoluţia înnoptărilor în alte unităţi de cazare decât cele hoteliere 194
Fig. 4.2-11 Ponderea activităţii de turism litoral la nivelul turismului naţional 195

Fig. 4.2-12 Evolutia populatiei angajate in hoteluri si restaurant din Constanta 195
Fig. 4.2-13 *Rata de conectare alimentare cu apă, canalizare şi epurare* 197
Fig. 4.2-14 Defalcare aglomerări 198
Fig. 4.2-15 Nivelul de colectare, epurare – aglomerări zona costieră 199
Fig. 4.2-16 Evoluţie volume ape uzate evacuate din surse punctiforme industrial semnificative 199
Fig. 4.2-17 Evolutia VAB constanta 200
Fig. 4.2-18 Forta de munca industrie 200
Fig. 4.2-19 Cantităţi ţiţei extrase în cadrul platformei petroliere 202
Fig. 4.2-20 Cantităţi gaze libere extrase în cadrul platformei petroliere 202
Fig. 4.3-1 *Costuri investiţie – Epurare ape uzate urbane – Zona Costieră* 206
Fig. 4.3-2 Costuri investiţie – Canalizare – Zona Costieră 206

1 INTRODUCERE

1.1 Generalități privind apele marine românești

Ecosistemul Mării Negre, la fel ca şi al altor mări europene (Marea Baltică, Marea Mediterană, Oceanul Atlantic de Nord-Est), a suferit modificări dramatice în toate subsistemele sale, imediat după 1970, ca urmare a industrializării şi agriculturii intensive, marcat de fenomenul de eutrofizare (adică suprafertilizarea masivă a apelor marine cu compuşi ai azotului şi fosforului, proveniţi în cea mai mare parte din agricultură, surse domestice şi industriale). Eutrofizarea a afectat în primul rând comunităţile fitoplanctonice, după care au urmat o serie de procese care au făcut ca o serie de componente majore ale ecosistemului să colapseze încă din 1973, când suprafeţe largi din partea de nord-vest au devenit hipoxice în timpul verii. După 1986, pătrunderea speciei invazive *Mnemiopsis leydi*, prin apele de balast provenite de la coastele Americii, a condus la restructurarea biocenozei prin dispariţia unor specii importante. Astfel, populaţiile de *Mnemiopsis leydi* au devenit dominante în întregul ecosistem marin, până la sfârşitul anilor 1990 datorită lipsei competitorilor şi prădătorilor.

Desigur au mai existat şi alte forme de poluare, între care deversarea de ape uzate insuficient tratate (care au avut ca rezultat contaminarea microbiologică); poluarea cu petrol, provenit din deversările accidentale sau operaţionale ale navelor; poluarea cu alte substanţe toxice, cum ar fi pesticidele (cele mai multe originare din agricultură şi introduse în mare prin fluviile tributare); metalele grele (ex. cadmiu, cupru, crom, plumb) provenite din industrie; substanţele radioactive, produse din generatoarele nucleare sau accidentul de la Cernobâl din 1986.

Perioada de început a anilor ´90 este considerată ca fiind o perioadă de relaxare a presiunii antropice, în legătură, în special, cu colapsul economic al ţărilor din lagărul socialist. Acesta a dus la închiderea a numeroase crescătorii de animale, o reducere drastică a folosirii îngrăşămintelor şi deci a emisiilor de azot şi fosfor şi deversarea lor în Marea Neagră (în cazul fosforului aproape la nivelul anilor 1960); s-a redus de asemenea presiunea prin pescuit. Astfel, până în 2007 aşa zisele "zone moarte" din vestul Mării Negre au dispărut, frecvenţa condiţiilor de hipoxie s-a diminuat, au crescut biomasele speciilor zooplanctonice trofice şi s-au diminuat abundenţele speciei invazive *Mnemiopsis leydi*.

Deşi prima etapă în gestionarea eutrofizării nu s-a datorat intervenţiei omului ci eşecului economiilor post-comuniste, nu putem neglija acţiunile concertate ale statelor de la litoralul Mării Negre, politicilor economice şi opţiunilor socio-economice ale acestora. Managementul de mediu a Mării Negre a fost complicat şi a cunoscut mai multe etape.

1.2 Cerințele Directivei Strategia pentru Mediul Marin pentru evaluarea inițială

Până în 1989, manifestările şi magnitudinea crizei ecologice prin care a trecut Marea Neagră s-a limitat la descrierea în detaliu, în zeci şi zeci de lucrări ştiinţifice, semnate de cercetători din toate ţările costiere Mării Negre. Realizarea de programe comune de cercetări ştiinţifice şi schimburi de date şi informaţii ştiintifice corespunzătoare, în scopul găsirii de măsuri pentru protecţia şi conservarea mediului marin a fost posibilă doar după schimbările politice din regiune, după 1989. Aşa a fost, de exemplu, *Programul internaţional de cercetări în Marea Neagră (CoMSBlack),* desfăşurat în 1991, la care au participat Bulgaria, Georgia,

Romania, Federaţia Rusă, SUA, Turcia şi Ucraina, având ca obiective principale identificarea şi crearea unui sistem de gestionare a bazelor de date pentru zona Deltei Dunării, ca şi platoul continental al Mării Negre, crearea unui sistem de informare geografic (GIS).

Programul care avea să creeze cadrul operaţional complex pentru cooperarea regională pe termen lung, în vederea limitării procesului continuu de degradare a mediului şi resurselor marine, utilizării durabile a acestora, a fost *The Black Sea Environment programme* al *Facilităţii Globale pentru Mediu* (GEF). Programul a fost inaugurat la Constanţa în 1992, şi vizează Marea Neagră, Marea Azov, zonele costiere ale ţărilor costiere şi bazinele de drenaj ale fluviilor tributare.

Factorii de decizie în privinţa mediului din ţările costiere (Bulgaria, Georgia, Romania, Federaţia Rusă, Turcia şi Ucraina) au conştientizat faptul că resursele naturale şi de agrement ale Mării Negre pot fi păstrate în primul rând prin eforturile comune ale ţărilor riverane. De aceea, au semnat la 21 aprilie 1992, la Bucureşti, *Convenţia privind protecţia Mării Negre împotriva poluării (sau Convenţia de la Bucureşti).* Pentru realizarea scopurilor *Convenţiei*, a fost stabilită o structură instituţională de cooperare permanentă, şi anume *Comisia pentru Protecţia Mediului Marin al Mării Negre*, cu sediul la Istanbul, din care face parte câte un reprezentant al fiecărei ţări riverane.

România a ratificat *Convenţia de la Bucureşti* prin Legea nr. 98, din 16 septembrie 1992, care a intrat în vigoare la 15 ianuarie 1994. Convenţia este însoţită de: Protocolul privind protecţia mediului marin al Mării Negre împotriva poluării din surse de pe uscat, Protocolul privind cooperarea în combaterea poluării cu petrol şi alte substanţe nocive a mediului marin al Mării Negre împotriva poluării prin descărcare, Protocolul privind conservarea biodiversităţii şi a cadrului natural al Mării Negre la Convenţia privind protecţia Mării Negre împotriva poluării, Protocolul privind poluarea prin dumping.

O fază nouă a procesului de realizare a unei dezvoltări durabile în regiunea Mării Negre a fost elaborarea, în cadrul Comisiei Mării Negre, a *Planului Strategic de Acţiune pentru Reabilitarea şi Protecţia Mării Negre* (PSARPMN). Obiectivele sale generale urmăresc asigurarea unui mediu sănătos pentru populaţia din regiunea Marii Negre, atât în zone urbane, cât şi în cele rurale, obţinerea unui ecosistem marin divers din punct de vedere biologic, care să susţină populaţii variate şi viabile de organisme superioare, inclusiv mamifere marine şi sturioni, şi care să ofere mijloace de trai rezultate din activităţi durabile, cum ar fi pescuitul, acvacultura şi turismul în toate ţările Mării Negre.

Pentru implementarea acestui *Plan*, în România s-au realizat activităţi precum:

- Programul de monitoring integrat pentru Marea Neagră.
- Protocolul la Convenţia pentru Protecţia Mării Negre Impotriva Poluării Privind Conservarea Biodiversităţii şi a cadrului natural al Marii Negre, adoptat în 2002. Romania a contribuit direct la elaborarea şi implementarea documentului, care stabileşte direcţiile de acţiune şi colaborare între ţările riverane (ratificat prin Legea 218/2011).
- Planul Regional de Contingenţă, semnat de Romania, Bulgaria şi Turcia în anul 2003. In Romania a fost aprobat, prin H.G. nr. 1593/2002, modificat prin H.G. 893/2006, Planul Naţional de Contingenţă, componentă a acestui Plan Regional, prin care se stabileşte structura şi modalităţile de informare, comunicare şi răspuns în cazul poluărilor marine cu petrol.

Cu toate eforturile depuse de ţările riverane semnatare ale *Convenţiei de la Bucureşti*, starea ecologică a ecosistemului Mării Negre continuă să fie subiect de îngrijorare, datorită pierderii biodiversităţii cauzate de presiunile sistemului socio-economic, respectiv eutrofizarea, suprapescuitul, poluarea cu produse petroliere şi substanţe periculoase, introducerea speciilor invazive, eroziunea costieră, transportul maritim, turismul, schimbările climatice. De aceea, în aprilie 2009, la două decenii după semnarea *Convenţiei de la Bucureşti*, ţările semnatare ale PSARPMN, luând în consideraţie mai ales schimbările semnificative politice, economice şi

sociale care au avut loc în regiunea Mării Negre, au adoptat un nou *Plan strategic de acţiune pentru protecţia şi reabilitarea Mării Negre.* Noul *Plan* se axează pe patru probleme majore, respectiv eutrofizarea, schimbările în populaţiile biocenozelor marine, poluarea chimică, inclusiv cea produsă de produsele petroliere, schimbările ce au apărut în populaţiile şi habitatele marine inclusiv introducerea speciilor invazive.

România, ca stat membru UE, a transpus directivele din domeniul apelor în legislaţia naţională.

Dintre directivele cu relevanţă pentru mediul marin amintim Directiva-Cadru privind Apa nr. 2000/60/EEC, Directiva nr.79/923/EEC asupra calității necesare apelor pentru moluște, Directiva nr.76/160/EEC privind calitatea apei de îmbăiere, Directiva nr. 91/676/EEC privind protecţia apelor împotriva poluării cauzate de nitraţii din surse agricole, Directiva nr. 76/464/EEC privind poluarea cauzată de anumite substanţe periculoase, deversate în mediul acvatic al Comunitatii, Directiva nr. 91/271/EEC privind epurarea apelor uzate urbane, Directiva Habitate şi Păsări 92/43EEC referitoare la conservarea habitatelor şi a florei şi faunei sălbatice).

Procesul de armonizare a legislaţiei româneşti cu legislaţia comunitară a continuat şi după 2007. Directiva care se referă strict la mediul marin este Directiva nr. 56 din 17 iunie 2008, de instituire a unui cadru de acţiune comunitară în domeniul politicii privind mediul marin (Directiva-Cadru "Strategia pentru mediul marin" / DCSM). Aceasta a fost transpusă prin Ordonanţa de Urgenţă a Guvernului nr. 71/ şi aprobată prin Legea nr. 6 din 1 martie 2011.

In expunerea de motive la Legea Nr. 6 din 1 martie 2011 se arată că legislaţia românească aflată în vigoare nu conţine elemente suficiente prin care să asigure protecţia integrală a apelor marine. Astfel, Legea Apelor 107/1996, cu modificările şi completările ulterioare, tratează doar apele costiere, care sunt situate la o milă marină, faţă de cel mai apropiat punct al liniei de bază. Actul normativ care urmăreşte conservarea mediului marin împotriva poluării, care se aplică şi mării teritoriale şi zonei economice exclusive este Legea 98/1992 pentru ratificarea *Convenţiei privind protecţia Mării Negre împotriva poluării.*

Un alt act normativ, OUG 202/2002, privind gospodărirea integrată a zonei costiere, nu conţine prevederi clare ce urmăresc protecţia şi conservarea stării ecologice a ecosistemului marin Marea Neagră.

Multe prevederi din actele normative în vigoare se referă doar la poluare şi nu vizează alte presiuni exercitate de către sistemul socio-economic, cum ar fi pierderea şi degradarea biodiversităţii, pierderea habitatelor, pescuitul intensiv, eutrofizarea.

De aceea, transpunerea Directivei Cadru Strategia pentru mediul marin va aduce un plus de valoare în protecţia mediului marin, prin reducerea, stoparea în timp, a acestor efecte cauzate de intervenţia adeseori brutală a sistemului socio-economic. De asemenea, se va asigura cadrul legal privind realizarea stării ecologice bune a mediului marin, până în 2020, precum şi realizarea politicii comunitare la nivelul tuturor regiunilor marine, inclusiv regiunea Mării Negre.

In Art. 5, aliniatul 2, al Directivei se prevede ca statele membre care împart o regiune sau subregiune marină cooperează pentru a garanta faptul că, în cadrul fiecărei regiuni sau subregiuni marine, măsurile cerute pentru atingerea obiectivelor Directivei sunt coerente şi sunt coordonate în regiunea sau subregiunea marină în cauză. De asemenea, în Art.6, se arată că în vederea realizării coordonării prevăzute în Art. 5, se vor utiliza structuri instituţionale regionale existente. De aceea, România consideră că acest deziderat trebuie să se realizeze în cadrul *Convenţiei de la Bucureşti,* deoarece acest cadru instituţional permite şi implicarea statelor terţe. România apreciază că, pe lângă cadrul instituţional oferit de *Convenţie*, cooperarea regională trebuie să ia în considerare şi alte înţelegeri internaţionale, respectiv Acordul între Ministerul Mediului şi Apelor al Bulgariei şi Ministerul Mediului şi Gospodăririi Apelor pentru cooperarea în domeniul gospodăririi apelor (Bucureşti, 12 noiembrie 2004) şi ICPDR (Anexa II a OUG 71/2010). Trebuie subliniat că România, în cadrul *Grupului Consultativ pentru Conservarea Biodiversităţii, Grupului Consultativ pentru Monitoringul şi Evaluarea Poluării*, precum şi la întâlnirile cu comisionarii a prezentat *Directiva Cadru Strategia privind mediul marin*, în scopul

iniţierii unui dialog între toate ţările pentru implementarea acesteia în regiunea marină Marea Neagră.

De asemenea, în noiembrie 2011 a avut loc, la Bucureşti, prima întâlnire de lucru cu partea bulgară, unde au fost nominalizaţi experţii şi a fost elaborat programul de lucru pentru intensificarea colaborării între cele două state membre, în scopul realizării obiectivului Directivei, respectiv realizarea stării ecologice bune în regiunea Mării Negre.

România îşi propune ca, după finalizarea stării iniţiale, determinarea stării ecologice bune (GES) şi stabilirea obiectivelor de mediu să organizeze o nouă întâlnire cu partea bulgară în scopul armonizării rezultatelor. Totodată, rezultatele obţinute vor fi comunicate şi Comisiei Mării Negre.

Având în vedere faptul că relaţiile dintre statele semnatare ale Convenţiei sunt mai delicate, considerăm că un rol important în asigurarea coordonării implementării Directivei îl are Comisia Europeană.

Art. 5 al Directivei, prevede faptul că fiecare stat membru va elabora, pentru regiunea sa marină, o strategie pentru mediul marin aplicabilă apelor sale maritime, respectând următorul plan:

(a) pregătirea	
2012	(i) evaluarea iniţială, care trebuie efectuată până la **15 iulie 2012**, a stării ecologice actuale a apelor în cauză şi a impactului de mediu al activităţilor umane asupra acestor ape, în conformitate cu articolul 8; (ii) determinarea stării ecologice bune, efectuată până la **15 iulie 2012**, pentru apele în cauză, în conformitate cu articolul 9 alineatul (1); (iii) fixarea, până la **15 iulie 2012**, a unei serii de obiective de mediu şi de indicatori asociaţi, în conformitate cu articolul 10 alineatul (1);
(b) programul de măsuri	
2015 **2016**	(i) elaborarea, cel mai târziu până în 2015, a unui program de măsuri destinat să asigure atingerea sau menţinerea stării ecologice bune, în conformitate cu articolul 13 alineatele (1), (2) şi (3); (ii) punerea în aplicare, cel mai târziu până în 2016, a programului prevăzut la punctul (i), în conformitate cu articolul 13 alineatul (10).

Referitor la evaluarea iniţială, aceasta se va face pe baza datelor existente, dacă sunt disponibile şi va cuprinde următoarele elemente:

1. o analiză a particularităţilor şi caracteristicilor esenţiale şi a stării ecologice a acestor ape în momentul evaluării, bazate pe lista orientativă a elementelor enumerate în Tabelul 1 din Anexa III şi privind caracteristicile fizice şi chimice, tipurile de habitat, trăsăturile biologice şi hidromorfologia;
2. o analiză a presiunilor şi a impacturilor predominante, inclusiv cele care rezultă din activităţi umane, care influenţează starea ecologică a acestor ape, analiză care:
    - se bazează pe lista orientativă a elementelor enumerate în Tabelul 2 din Anexa III, şi reglementează aspectele calitative şi cantitative ale diverselor presiuni, precum şi tendinţele previzibile;
    - cuprinde principalele efecte cumulative şi sinergice; şi
    - ia în considerare evaluările pertinente care au fost efectuate în conformitate cu legislaţia comunitară în vigoare;

3. o analiză economică şi socială a utilizării acestor ape şi a costurilor degradării mediului marin.

Precizăm că pentru evaluarea iniţială s-au folosit datele aflate în baza de date a INCDM, datele furnizate de ANAR, rapoarte de mediu ale Agenției de Protecția Mediului Constanța, precum și cele două Rapoarte de stare a mediului (1996 -2000 şi 2001-2006/7) elaborate de Secretariatul Permanent al Comisiei Mării Negre pe baza rezultatelor monitoringului de rutină efectuat de toate statele costiere.

Trebuie subliniat că pentru unele caracteristici, dar mai ales pentru unele presiuni şi impacturi, există foarte puţine date sau chiar lipsesc complet, ceea ce s-a consemnat în *Raportul de diagnostic I*, elaborat de Secretariatul Permanent al Comisiei Mării Negre, în august 2010. Cauzele acestor lacune rezidă în finanţarea insuficientă a programelor şi proiectelor de cercetare, absenţa expertizei şi a echipamentelor performante, navele de cercetare învechite.

Totuşi, mulţi dintre parametrii şi indicatorii analizaţi în Rapoartele de stare a mediului (cum ar fi de exemplu nutrienţii, substanţele periculoase, biodiversitatea, stocurile de peşte etc.) sunt deja în conformitate directă cu cerinţele DCSM.

Menţionăm că pentru stabilirea conţinutului evaluării iniţiale a fiecărei caracteristici din Tabelul 1, Anexa III, s-a ţinut cont şi de recomandările făcute Marine Environment and Water Industry Unit din Direcţia de mediu a Comisiei Europene, în documentul *Relaţia dintre evaluarea iniţială a apelor marine şi criteriile pentru starea ecologică bună*, elaborată în aprilie 2011.

Totuşi, prezentul raport este un raport preliminar privind Evaluarea Iniţială a stării actuale a apelor litoralului românesc al Mării Negre şi nu conţine evaluări în sensul aspectelor de stare ”bună”, ”proastă” sau ”moderată”. El va reprezinta un punct de pornire pentru determinarea stării ecologice bune / Good Environmental Status" (în conformitate cu Art. 9, aliniatul 1), şi pentru "Stabilirea obiectivelor de mediu / Environmetnal Target and Indicators" (în conformitate cu Art. 10, aliniatul 1).

Rezultatele prezentului raport se bazează pe datele din cadrul programului de monitoring desfăşurat în perioada 2006-2011 şi, în cazul în care datele există, s-au realizat comparaţii pe şiruri de date istorice. Expediţiile de prelevare a probelor de apă, sedimente superficiale şi biotă, s-au efectuat cu nava de cercetare „Steaua de Mare 1”, cu o frecvenţă de 2-4 ori/an. Probele s-au colectat dintr-o reţea de cca. 40 de staţii de monitoring, dispuse de-a lungul întregului litoral românesc, pe fâşia batimetrică cuprinsă între 0 şi 60 m (Fig . 1.2-1).

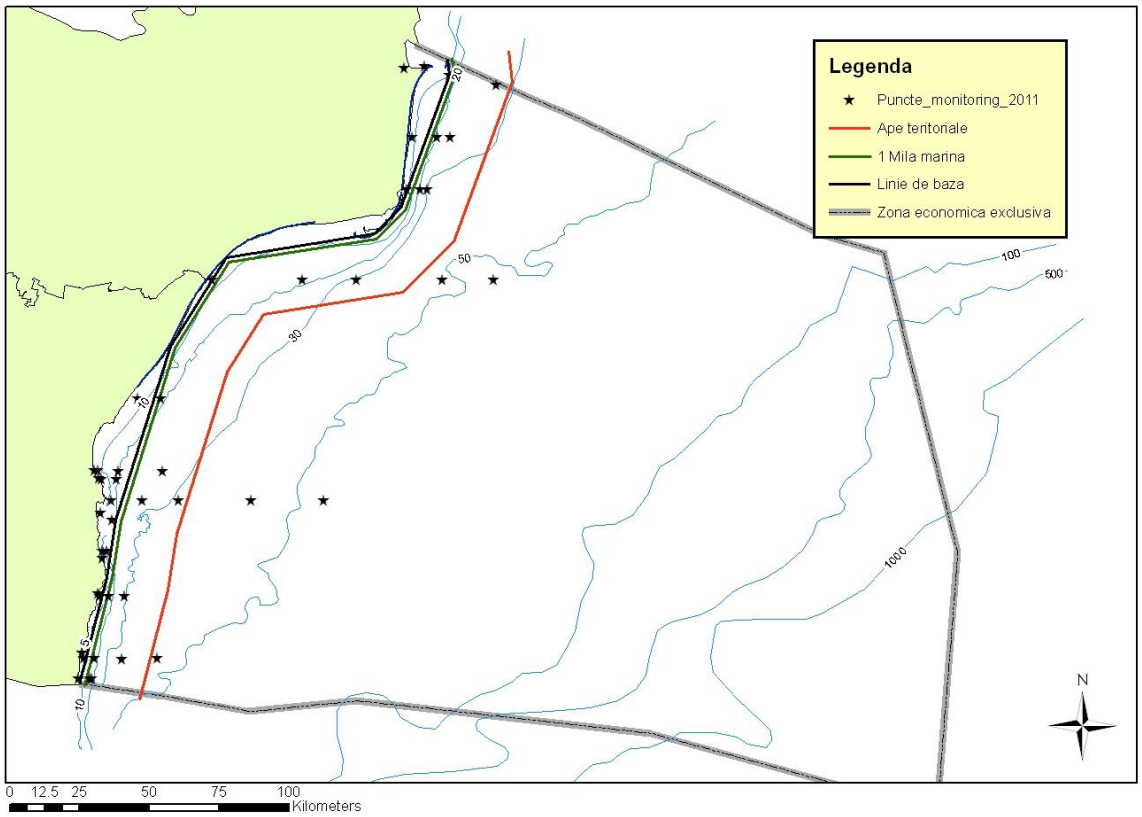


Fig . 1.2-1 Reţeaua de monitoring integrat din apele marine româneşti

2 Analiza caracteristicilor apelor marine românești

Analiza caracteristicilor apelor marine românești s-a făcut în conformitate cu **Tabelul 1 – Caracteristici** a **Anexei III - Lista orientativă de caracteristici, presiuni şi impacturi** a DCSM.

Caracteristici fizice şi chimice	- Topografia şi batimetria sedimentelor marine
	- Regimul anual și sezonier de temperatură și acoperire cu gheață, viteza curenților, creșterea apelor de adâncime, expunerea la valuri, caracteristici de mixaj, turbiditatea, timp de rezidență
	- Repartiția spațio-temporală a salinității
	- Repartiția spațio-temporală a nutrienților (DIN, TN, DIP, TP, TOC) și oxigenului
	- Standarde pH și pCO2 sau alte procedee echivalente utilizate pentru măsurarea acidificării mediului marin

2.1 Caracteristici fizice și chimice

2.1.1 Caracteristici batimetrice și granulometrice

Relieful submarin din zona apelor teritoriale ale României la Marea Neagră este modelat de o serie de factori geo-hidro-dinamici care actionează diferenţiat, în functie de geomorfologia substratului. Astfel, în zona nordică predomină procesele de sedimentare, iar în zona sudică, mai ales de la Cap Singol (Constanţa) spre sud se individualizează celule de sedimentare determinate de substratul dur reprezentat de placa calcaroasă sarmaţiană şi construcţiile hidrotehnice costiere. În general principalii factori care determină relieful submarin se referă la cei naturali, respectiv, la cei climatici, nivelul mării şi subsidenţa, regimul mării cracterizat prin valuri şi curenţi. Factorii antropici importanţi la litoralul ramânesc sunt determinati de construcţiile hidrotehnice de pe fluviul Dunărea si afluentii lui, care au determinat reducerea debitului solid descarcat in mare si implicit eroziunea plajelor. De asemenea, existenta structurilor hidrotehnice costiere (diguri de protecţie şi ale porturilor) determină perturbarea transportului sedimentar costier, precum şi devierea lui spre larg, contribuind astfel, la eroziunea costieră.

Caracteristicile hidrografice, din zona apelor marine până la12 mile, corespunzătoare ale României la Marea Neagră s-au realizat pe baza hărţilor hidrografice (Hărţi Direcţia Hidrografică Maritimă). În acest sens s-a analizat panta pe 18 secţiuni ale reliefului subacvatic, până la izobatele de 5m, 10m şi 20m pentru zona Sulina Mamaia şi până la izobata de 30 pentru zona Constanţa Vama – Veche.

S-a realizat de asemenea şi analiza sedimentelor marine. În acest sens s-au stabilit două zone:

1. Sulina ÷ Mamaia este delimitată la nord de Golful Musura, graniţa cu Ucraina, iar la sud de Capul Singol (Constanţa). Plaja submersă are pante line şi depozite sedimentare terigene, care provin prin descărcarea în mare a debitului solid al râurilor din nord-vestul Mării Negre, în special fluviul Dunărea.
2. Constanţa ÷ Vama Veche este delimitată la nord de Capul Singol, iar la sud de localitatea Vama Veche până la graniţa cu Bulgaria. Relieful submers este format din substrat dur, placă calcaroasă sarmaţiană şi zone cu sedimente marine.

Pentru caracterizarea sedimentelor s-a utilizat clasificarea Udden - Wentworth (Anastasiu N. şi Jipa D., 1983), iar limitele dimensionale ale fracţiunilor granulelor s-au calculat pe baza analizei granulometrice folosind metoda sitării uscate (Jipa D., 1987), astfel:

- pe baza documentaţiei mai sus menţionată s-au utilizat clasele sedimentare: nisip, silt şi argilă. Granulele sedimentelor de nisip au dimensiuni cuprinse în intervalul 2,0mm÷0,0625mm, cele de silt între 0,0625-0,004mm, iar cele de argilă sunt mai mici de 0,004mm.
- datele granulometrice ale eşantioanelor sedimentare colectate în zona Sulina-Vama Veche, între adâncimile de 1,0m÷15,0m din anii 1986, 1987, 1988, 1993, 1994 au fost analizate la INCDM "Grigore Antipa";
- informaţiile privind distribuţia areală a tipurilor texturale au fost obtinute din Harta sedimentologică a platoului continental al Mării Negre, de la Sulina la Tuzla (Panin şi colab., 1986);
- informaţiile privind distribuţia sedimentelor marine din zona Sulina-Vama Veche analizate pe 35 de profile şi 280 de eşantioane (Diaconeasa şi colab., 1992);

2.1.1.1 Zona Sulina ÷ Mamaia

Lăţimea medie a acestui areal, calculată de la ţărm la izobata de 20m, este de 9205m cu variaţii de la 5750 m (Peninsula Sahalin) la 16000m (Perişor).

Panta profilului plajei submers s-a analizat pe 8 profile succesive, perpendiculare la ţărm, pentru izobatele de 5m; 10m; 20m (Tabel 2.1-1).

Panta medie a plajei arealului analizat este de 0,51% pentru izobata de 5m, 0,38% pentru izobata de 10m şi 0,28% pentru izobata de 20m. Substratul apelor marine din această zonă este format din sedimente neconsolidate/detritice reprezentate de nisip, nisip siltic, argilă, argilă siltică.

Sedimentele din zona plajei emerse şi a plajei submerse până la izobata de 5m

În această zonă, care se modifică continuu, valurile au o acţiune importantă, atât prin faptul că energia lor este disipată, forma lor se modifică şi ele se destramă până la extincţie, cât şi pentru rolul important al transportului sedimentar care se realizează prin intermediul curenţilor generaţi de valuri sau direct prin acţiunea valurilor asupra substratului marin.

Sedimentele care se depun în această zonă sunt, în general, formate din nisipuri şi acumulări de material organogen (în care predomină specia *Mya arenaria*). Există două excepţii baia Musura şi sectorul Ciotica, unde din cauza condiţiilor hidrodinamice locale, se acumulează şi sedimente fine din categoria silt şi mâl.

Tabel 2.1-1 Panta profilului plajei submese în zona apelor tranzitorii ale Mării Negre, zona plajei submerse Chilia-Periboina

Profil	Latitudine	Panta plajei submerse (%)		
		izobata de 5m	izobata de10m	izobata de 20m
1. Nord canal Sulina	45°10'	0,17	0,21	0,29
2. Sud canal Sulina	45°05'	0,42	0,42	0,21
3. Câşla Vădanei	45°00'	0,67	0,55	0,27
4. Nord Sfântul Gheorghe	44°55'	0,83	0,61	0,42
5. Peninsula Sacalin	44°50'	0,28	0,33	0,51
6. Perişor	44°45'	0,37	0,24	0,13
7. Portiţa	44°40'	0,42	0,37	0,17
8. Periboina	44°35'	0,42	0,37	0,28
9. Grindul Chituc	44°30'	0,55	0,42	0,3
10. Sud Vadu	44°25'	0,33	0,28	0,27
11. Capul Midia	44°20'	0,83	0,3	0,28
12. Mamaia	44°15'	0,83	0,44	0,3

Sedimentele plajei submerse dintre de izobatele de 5m şi de 20m

Sursele de material sedimentar sunt, în general, de natură terigenă aduse de râurile din nord-vestul Mării Negre (Dunăre, Nistru, Nipru), de material terigen rezultat din procesele costiere şi de material organic.

Tipurile de sedimente specifice sunt cele de nisip, nisip siltic, argilă, argilă siltică si silt. Din punct de vedere genetic sedimentele de şelf sunt grupate în următoarele tipuri:

-sedimente recente (terigene, organogene şi autigene amestecate în diferite proporţii);
-sedimente reziduale (rezultate din eroziunea ţărmului şi a fundului mării);
-sedimente relicte (generate de medii anterioare de sedimentare);
-sedimente palimpsest (cu caractere relicte şi actuale).

La modul general se poate considera că spre ţărm sedimentele sunt de tip nisipos, urmează o porţiune de tranziţie cu amestec între cele trei tipuri de sedimente nisip, silt şi argilă, iar spre larg predomină sedimentele de tip argilos.

2.1.1.2 Zona Cap Singol – Vama Veche

În acest areal faleza este bine dezvoltată la ţărm. Neuniformităţile litologice şi structurale ale falezei determină aspectul general al coastei, care este sinuos determinat de alternanţa promontoriilor, cu băile largi. De asemenea, în acest sector de ţărm se dezvoltă şi ţărmuri acumulative (plaje), precum şi cele antropogene (porturi, diguri de protecţie şi lucrări de apărare ale ţărmului). Promontoriile sunt cele mai semnificative elemente geomorfologice care caracterizează ţărmul, de la nord spre sud, principalele promontorii fiind: Cap Singol, Cap Constanţa, Capul Turcului, Cap Tuzla, Cap Aurora. Ţărmurile acumulative formează plaje-barieră în dreptul vechilor limane/lagune: Techirghiol, Costineşti, Tatlageac, Neptun, Mangalia.

Lăţimea medie a acestui areal, calculată de la ţărm la izobata de 30m este de 6300m cu variaţii de la 4500m (Cap Tuzla) la 8400 (Constanţa şi Agigea).

Panta profilului plajei submerse s-a analizat pe 6 profile succesive perpendiculare la ţărm, pentru izobatele de 10m, 20m şi 30m (Tabel 2.1-2).

Tabel 2.1-2. Panta profilului în zona apelor costiere ale Mării Negre, zona plajei submese Cap Singol-Vama Veche

Profil	Latitudine	Panta plajei submerse (%)		
		izobata de 10m	izobata de 20m	izobata de 30m
1. Constanţa	44°10'	1,11	0,6	0,36
2. Agigea	44°05'	0,83	0,58	0,36
3. Nord Capul Tuzla	44°00'	0,55	0,83	0,66
4. Costineşti Sud	43°55'	0,83	0,6	0,55
5. Mangalia Nord	43°50'	0,83	0,49	0,5
6. Vama Veche	43°45'	0,42	0,51	0,59

Panta medie a plajei arealului analizat este de 0,76% pentru izobata de 10m, 0,60% pentru izobata de 20m şi 0,50 % pentru izobata de 30m.

Substratul în arealul apelor costiere din zona Cap Singol - Vama Veche este alcătuit, în general, din formaţiunile consolidate, specifice pentru calcarele de vârstă sarmaţiană. De la Constanţa sursa terigenă este slab reprezentată, materialul sedimentar fiind antrenat spre larg si înlocuit la ţărm cu material terigen rezidual sau material provenit din formaţiunile geologice ale Dobrogei de Sud. Pe ţărm şi pe şelful continental cochiliile actuale dominate de *Mytilus galloprovincialis*, ca şi materialul relict participă într-o mare măsură la alcătuirea sedimentelor

grosiere. Sursa reziduală reprezintă reluarea în sedimentarea actuală a diverselor tipuri de nisipuri cuaternare neconsolidate.

Sedimentele din zona plajei emerse şi a plajei submerse până la izobata de 5m

Sedimentele care se depun în această zonă sunt, în general, formate din pietrişuri, nisipuri şi acumulări de material organogen (în care predomină în special *Mytilus galloprovincialis*).

În cadrul sedimentelor de pietriş si nisipoase limitele dimensionale ale granulelor sunt în intervalul 256,0-2mm şi 2,0-0,0625mm. De asemenea, în această zonă se întâlneşte frecvent substratul consolidat, format din calcare lumaşelice, calcare oolitice, argile şi depozite loessoide.

Sedimentele plajei submerse dintre izobatele de 5m şi 20m

În această zonă substratul este, în general, de natură calcaroasă (calcare organogene) cu morfologie neregulată. Pe acest substrat apar corpuri sedimentare formate din nisip, nisip siltic, argilă, argilă sititică, şi acumulări biogene.

2.1.2 Regimul anual şi sezonier al temperaturilor

Din punct de vedere termic, Marea Neagră prezintă particularităţile mărilor continentale situate în zona temperată, a căror caracteristică esenţială o constituie diferenţele foarte mari de temperatură care se înregistrează în stratul superficial al apei, între iarnă şi vară.

Procesele care produc încălzirea şi răcirea apelor marine sunt datorate: interacţiunii mare – atmosferă – absorbţia radiaţiilor solare de către stratul de suprafaţă al mării, precipitaţiile atmosferice, radiaţia efectivă şi evaporaţia, prexcum şi procesele interne: amestecul turbulent şi advecţia.

Straturile de la suprafaţă au o temperatură apropiată de cea a aerului, cu mici diferenţe datorate inerţiei mediului acvatic, în procesul de acumulare şi de cedare a energiei calorice (Fig. 2.1-1).

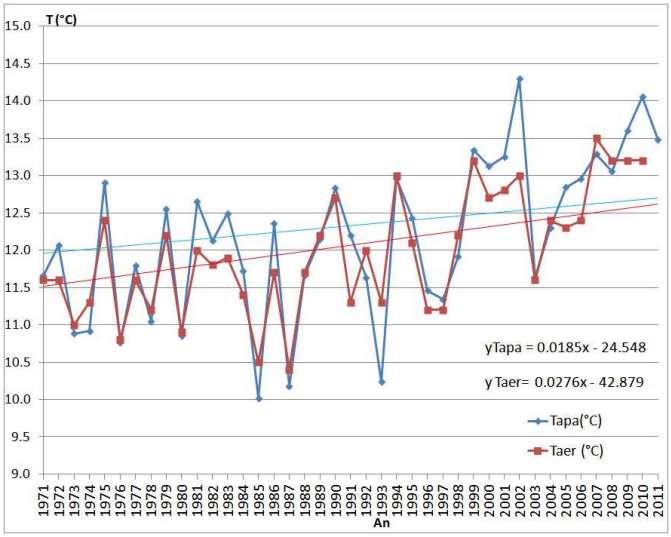


Fig. 2.1-1 Media lunară a temperaturii apei mării şi aerului la Constanţa, 1971-2011

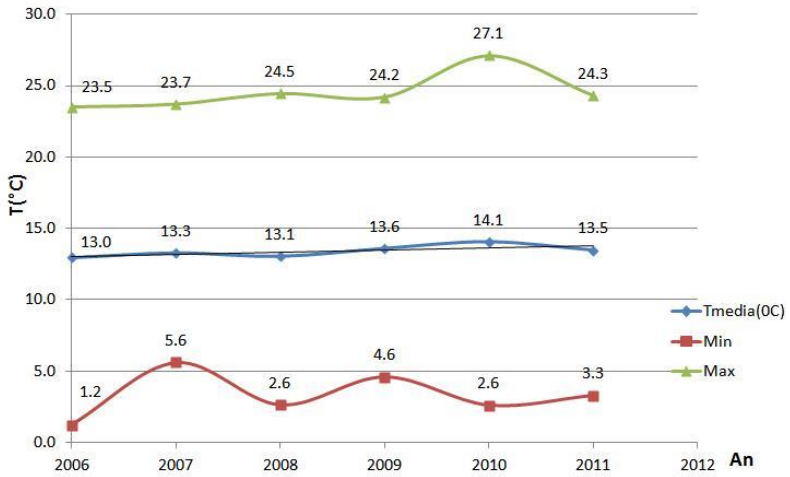


Fig. 2.1-2 Media, minima şi maxima lunară a temperaturii apei mării şi aerului la Constanţa, 2006-2011

Variaţia zilnică a temperaturii apei urmăreşte variaţia temperaturii aerului (Fig. 2.1-1) astfel încât, se înregistrează valori maxime în luna august de 27,1°C (sezon de vară în anul 2010, Fig. 2.1-2) şi minime în luna februarie de -0,2°C (sezon de iarnă, în anul 1985). În perioada 1971 – 2011, tendinţa anuală a temperaturii apei mării la ţărm, la staţia fixă Constanţa, a fost de creştere cu +0.02°C/an (Fig. 2.1-1).

Temperatura apei a înregistrat, de-a lungul litoralului românesc, în întreaga coloană de apă, valori cuprinse între 0,8°C şi 28,5°C. Minima temperaturii înregistrată este corespunzătoare sezonului de iarnă (Sfântu Gheorghe, la suprafaţă în 2010) iar valorile maxime din sezonul de vară (august 2006) s-au măsurat în zona de sud a platformei continentale, la staţia Eforie Sud.

Distribuţia spaţială a temperaturii stratului de suprafaţă, **iarna**, este omogenă în largul platformei continentale de vest, dar şi în zona de influenţă a Dunării, unde la Gura Buhaz se observă media minimă sezonieră de 2,70°C. O distribuţie quasi-omogenă se observă în zona de coastă de la Constanţa la Mangalia (staţii cu adâncimi mai mici de 25m), media maximă de 8,20°C înregistrându-se la staţia Constanţa Nord (adâncime a staţiei de 20m) (Fig. 2.1-3).

Primăvara, valorile minime ale temperaturii apei (Fig. 2.1-3) se observă în aria de influenţă a apelor dunărene (7,7°C media sezonieră 2006-2011 la staţia Sfântu Gheorghe cu adâncime maximă de 50m). Valorile cele mai mici din centrul platoului (staţiile de larg Constanţa) sunt rezultatul unui tip special de circulaţie (un vârtej anticiclonic extins pe platforma continentală). Sezonul de primăvară este caracterizat prin apariţia fenomenului de upwelling, când temperatura apelor marine litorale poate să scadă cu până la 5°C în 24 ore. Acest fenomen apare când termoclina este situată la mică adâncime iar energia necesară ridicării apelor reci în straturile de suprafaţă este furnizată de vânt.

Căldura absorbită de suprafaţa mării este acumulată doar în straturile superficiale (0 – 30 m adâncime). Valorile temperaturii la suprafaţă sunt mai mari în apropierea gurilor Dunării (27,1°C – staţia Sfântu Gheorghe), în sezonul de **vară,** distribuţia la suprafaţa apei (Fig. 2.1-3) ilustrează acest efect, cu valori minime de 20,5°C în partea centrală şi sudică a platformei continentale.

Sezonul de **toamnă** prezintă caracteristicile începutului de răcire a aerului cu influenţe asupra temperaturii apei marine. Astfel, temperatura stratului de suprafaţă este omogenă în zona sudică a platoului continental (Fig. 2.1-3). În zona Gurilor Dunării valorile sunt mai scăzute, iar distribuţia este conformă cu circulaţia zonală (curenţi fluviali cu distribuţie în evantai). Datorită, adâncirii termoclinei şi localizării curgerii penei de apă fluvială în apropierea coastei, se observă fenomenul de downwelling slab în apropierea zonei de coastă (Constanţa1, unde s-a înregistrat minima medie sezonieră a intervalului, de 14,8°C). Intervalul de variaţie este limitat de la 14,8°C la 27,3°C (staţia de larg Mangalia, adâncime maximă 30m) (Fig. 2.1-3).

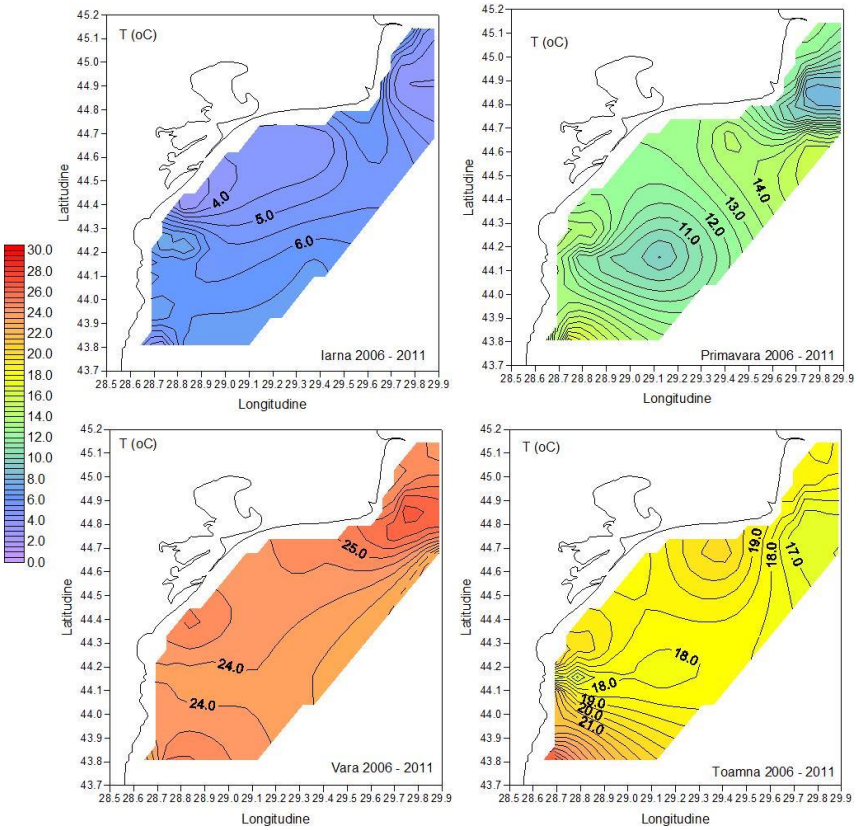


Fig. 2.1-3 Distribuţia spaţială a temperaturii apelor de suprafaţă pe platoul continental de vest (2006 – 2011)

Concluzii

Tendinţa anuală a temperaturii apei mării la staţia fixă Constanţa este de creştere cu +0.02°C/an. Maxima termică lunară înregistrată a fost de 14,3°C în luna iulie 2002 şi minima de 10,0°C în februarie 1985.

Distribuţia spaţială a temperaturii stratului superior este apropiată de cea a temperaturii aerului şi prezintă o repartiţie omogenă în largul platformei continentale de vest dar şi în zona de influenţă a Dunării.

Iarna, temperatura apei marine poate coborî până la punctual de îngheţ..

Primăvara şi vara, perioadele în care s-au înregistrat valori minime corespund cu fenomenul de upwelling, proces care favorizează scăderea temperaturii apei marine litorale cu până la 5°C în 24 ore.

2.1.3 Fenomene de îngheţ

Fenomenele de îngheţ sunt în general destul de rare şi sunt limitate la o fâşie îngustă din vecinătatea ţărmului românesc. Din 1929 până în prezent au avut loc 16 astfel de evenimente, majoritatea în luna februarie (luna cu temperaturi minime ale aerului şi ale apei mării), favorizate, în multe cazuri, de dizlocarea gheţurilor pe Dunăre şi transportul sloiurilor spre zona litoralului vestic al Mării Negre. Lăţimea fâşiei afectate a variat de la câteva sute de metri la peste zece mile marine (1Nm ~ 1,85 km). Forma banchizei variază între aglomerare de sloiuri neregulate, de grosime mare (de natură fluvială, compactate ulterior la ţărmul mării) şi poline de formă aproape circulară, cu marginile supraînălţate, formate local şi sudate. În acest ultim caz, grosimea gheţii este mică, formarea sa reducând drastic pierderile de căldură la suprafaţa mării.

Nu există o periodicitate a acestor procese, intervalul dintre două evenimente variind până la 12 ani (Tabel 2.1-3).

Tabel 2.1-3 Apariţia fenomenului de îngheţ în zona litorală (44^{0}14' N, 28^{0}38' E)

An	Durata		T aer minim (^{0}C)	Grosime gheaţă (m)	Distanţa observată (mile marine)
	Data	Zile			
1929	1Ian. - 28 Feb.	58	- 25.0	2.0	Până la orizont
1933	1 Feb. - 15 Feb.	15	- 17.5	-	-
1938	1 Feb. - 15 Feb.	15	- 19.7	0.6	4
1942	1 Feb. - 15 Feb.	15	- 24.7	0.8	9
1948	20 Ian. - 10 Feb.	20	- 10.2	1	-
1954	2 Ian. - 20 Feb.	48	- 18.8	2	15
1956	3 Feb. - 12^t Feb.	9	- 9.2	-	1
1963	1 Ian. - 20 Ian. 6 Feb. - 14 Feb.	28	-16.1 -1.4	0.5	1
1972	6 Ian. - 29 Ian.	23	- 5.0	0.7	1
1985	14 Ian. - 24 Ian. 11 Feb. - 16 Feb. 28 Feb. - 31 Martie	47	- 13.5 - 16.7 - 13.3	0.7 1.0 1.0	0.15 2.7 3.0
1987	20 Ian – 28 Ian. 4 Martie – 7 Martie	11	-6.0 -12.6	1.0 0.5	1 0.15
1996	31 Ian. - 16 Feb.	16	- 11.9	0.75	Până la orizont
2003	13 Feb. - 28 Feb.	16	- 11.6	0.5	0.5
2006	19 Ian. - 16 Feb.	29	- 17.5	0.7	1.2
2010	24 Ian – 05 Feb.	13	-17.8	0.3	0.16
2011	03 Feb. –07 Feb.	5	-7	0.1	0.03

Concluzii

Punctul de îngheţ a apei marine este de -0.819°C. Din 1929 până în prezent, au avut loc 16 evenimente, majoritatea în luna februarie, favorizate de temperaturi minime ale aerului care au favorizat atingerea punctului de îngheţ a apei marii în multe cazuri. Pe de altă parte, dizlocarea gheţurilor pe Dunăre şi transportul sloiurilor spre zona litoralului vestic al Marii Negre (datorat curenţilor cu direcţie nord-sud) reprezintă principala cauză a formării stratului de gheaţă pe distanţe mari.

2.1.4 Stratificarea maselor de apă

Distribuţia verticală a temperaturii apei depinde de regimul termic al atmosferei şi de factorii dinamici ai mării (curenţi şi valuri), care produc amestecul maselor de apă. Amestecul intens al apei atinge, în general, adâncimea de 100-150 m şi, foarte rar, 200 m. Masele de apă intermediare şi de mare adâncime (88% din volumul cuvetei mării), deşi sunt într-un schimb continuu, dar lent, cu păturile superioare, sunt supuse unor variaţii foarte mici.

Stratul superior quasiomogen (SSQ), parte a stratului activ, este supus variatiilor sezoniere ale radiaţiei solare si ale bilanţului termic global la suprafaţa marii. Evoluţia temperaturii si salinităţii este caracterizata de un pronunţat ciclu anual (Fig. 2.1-4).

Stratul intermediar rece (SIR) este un efect al convecţiei de iarnă deasupra platoului continental din vestul mării (si/sau deasupra domului picnoclinei din centrul zonelor halistatice ale celor două circuite principale ciclonice). Generat prin convecţia datorată bilanţului termic negativ la suprafaţa mării, SIR este delimitat convenţional de izotermele de 8˚C. La baza acestuia se formează ***termoclina sezoniera***, un strat cu o grosime de ordinul câtorva metri, în care gradienţii verticali ai temperaturii pot depăşi 10˚C/m. Separat de SSQ prin termoclina sezonieră, SIR este advectat în jurul întregului bazin de către curentul principal al Marii Negre. Miezul sau (stratul minimului temperaturii) este situat la 50-120 m adâncime, în funcţie de sezon, regiune şi de circulaţia locală de scară medie (Fig. 2.1-4).

Stratul Picnoclina Permanenta (Fig. 2.1-4)) reprezintă tranziţia de la stratul activ (format din SSQ şi SIR) şi apele profunde. Gradienţii mari de densitate sunt datoraţi creşterii valorilor salinităţii. În interiorul acestuia este localizat **stratul suboxic** (numit şi **zona redox**), în care concentraţia oxigenului dizolvat scade sub 0.05-0.15 mg/l (2-5 µM) iar hidrogenul sulfurat nu depăşeşte 0.05 mg/l (Sorokin, 2002).

Stratul apelor profunde este situat sub 200 m adâncime şi este caracterizat de o creştere lentă şi uniform a temperaturii şi salinităţii.

Stratul limită bental (BLL), recent descoperit, este situate sub 1700 m adâncime şi este caracterizat de valori uniforme ale temperaturii şi salinităţii (T = 8,9057 ± 0,0012°C; S = 22,3212 ± 0,0020 PSU) în întregul bazin, până la fundul mării (Fig. 2.1-4)

Fig. 2.1-4 Stratificarea maselor de apă în Marea Neagră

Efectele combinate ale modificărilor debitelor de Dunării, schimbărilor în bilanţul termic şi modelul circulaţiei de tranziţie, generează transformări sezoniere şi de scurtă durată a distribuţiei maselor de apă de-a lungul platformei continentale, cu influenţe importante în evoluţia ecosistemului marin.

În perioada de **iarnă** (februarie) limita superioară a stratului rece se află la suprafaţă (Fig. 2.1-5, Fig. 2.1-6), temperatura apei fiind mai mică de 8°C. Stratul superior este puternic influenţat de condiţiile meteorologice, în special în sezonul rece, când are loc amestecul intens pe verticală.

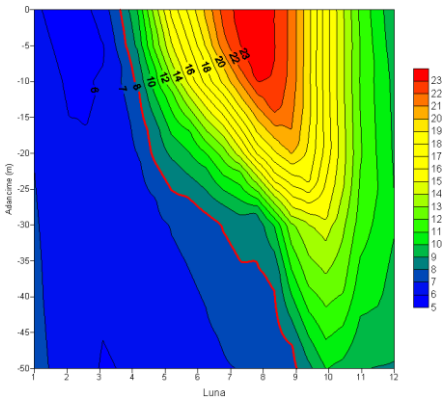


Fig. 2.1-5 Evoluţia anuală pe verticală a temperaturii apei (°C) pe profilul Est-Constanţa (multimedii 1971-2011)

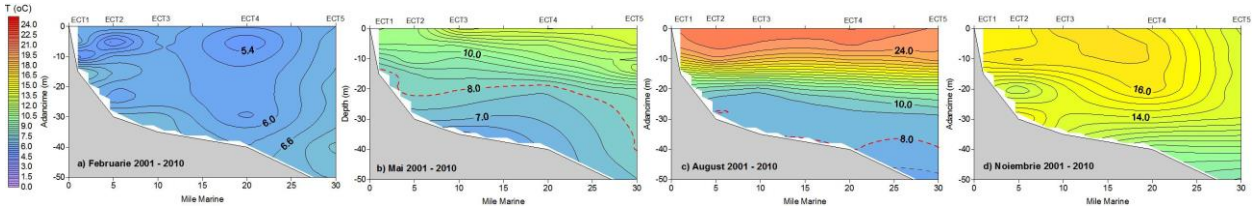


Fig. 2.1-6 Distribuţia pe verticală a temperaturii apei (°C) pe profilul Est-Constanţa (multimedii 2001-2011)

Odată cu înaintarea în sezonului cald (**primăvara**), limita superioară a masei de apă rece continentală coboară la adâncimi mai mari de 10m. Distribuţia sezonieră inter-decadală a temperaturii apei este relativ mică, limita superioară a stratului rece continental în zona de larg se situează la adâncimi cuprinse între 12 şi 24m (Fig. 2.1-1),), pe când în zona de mare adâncime (Constanţa5) limita superioară a stratului rece se adânceşte sub 40m.

Stratul superior de amestec, în perioada de **vară**, sensibilă la temperaturi ale aerului ridicate specifice sezonului, se încălzeşte şi distribuţia temperaturii este omogenă (Fig. 2.1-5, Fig. 2.1-6) dar cu valori ridicate până la 10m adâncime (temperatura apei mai mare de 20°C). În general, vânturile au viteze reduse în sezonul cald, iar schimbările frecvente ale direcţiei se datorează brizelor marine. Această instabilitate, face ca termoclina sezonieră să nu fie întotdeauna foarte pronunţată, cu gradienţi foarte mari (Fig. 2.1-6).

Stratul de apă rece este omogen în sezonul de **toamnă**, atingând adâncimi mai mari de 50m (Fig. 2.1-6, Tabel 2.1-4).

Tabel 2.1-4 Valorile medii sezoniere (1971 – 2011) ale temperaturii apei pe adâncime, la staţia Constanţa5

Sezon	T_{0m}	T_{5m}	T_{10m}	T_{20m}	T_{30m}	T_{50m}
Iarna	6,91	7,17	7,44	7,67	7,84	7,60
Primăvara	10,32	9,41	8,49	7,26	6,51	6,09
Vara	22,12	21,49	20,07	13,81	7,96	6,92
toamna	16,31	16,36	16,33	16,18	13,16	9,00

Tendinţa temperaturii şi salinităţii în perioada 1971-2011 este (Fig. 2.1-7):

- la adâncimea de 0m: **+0.095°C/an**
- la adâncimea de 20m: **+0.088°C/an**
- la adâncimea de 30m: **+0.040C°/an**
- la adâncimea de 50m: **+0.002°/an** .

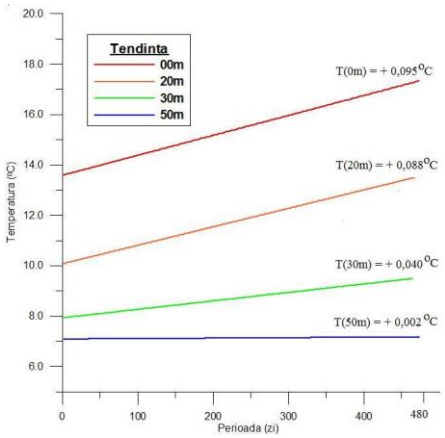


Fig. 2.1-7 Tendinţa temperaturii apei pentru profilul Est-Constanţa (medii lunare 1971 – 2011 - datorită numărului mare de date analizate, N~16.600, este reprezentată doar tendinţa)

Concluzii

Masele de apă în zona de vest a Mării Negre sunt: stratul superior quasi-omogen, termoclina sezonieră, stratul rece continental, picnoclina permanentă şi strat anoxic.

Stratul rece continental este caracterizat de izoterma de 8°C şi este important, pe de o parte, datorită aportului de nutrienţi (prin fenomenul de upwelling) necesar dezvoltării biotei marine şi, pe de altă parte, prin efectul de blocare a stratului anoxic.

Distribuţia verticală a temperaturii apei depinde de regimul termic al atmosferei şi de factorii dinamici ai mării (curenţi şi valuri), care produc amestecul maselor de apă.

2.1.5 Viteza curenţilor

Componenta majoră a circulaţiei generale a apelor o constituie curentul principal al Mării Negre (curentul periferic, Rim current), care se deplasează în sens cyclonic la marginea platformei continentale şi înconjoară întregul bazin (Fig. 2.1-8). În interiorul acestuia există alte două circuite ciclonice, în fiecare jumătate a bazinului. La periferia acestuia se formează diferite circuite anticiclonice de scară medie, cu character permanent (zona Batumi), semi-permanent (la sud-vest de Sevastopol şi est-ul Kaliakra) sau tranzitoriu (zona abrupt continental de vest). Principala sursă de energie, o constituie forţa de antrenare a vânturilor locale şi gradienţii de densitate care generează curenţi geostrofici. Viteza curentului este, în medie, de 15-30 cm/s.

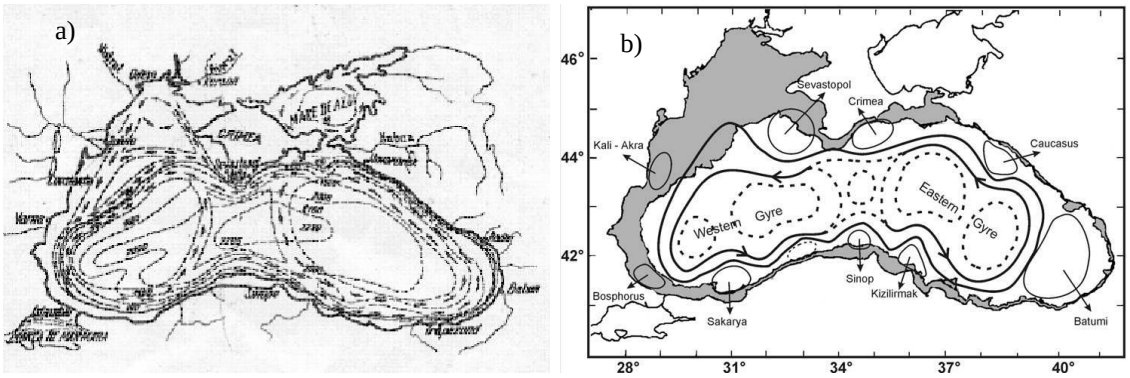


Fig. 2.1-8 Circulaţia generală a Mării Negre dupa: a) Knipovici, 1933, b) Oguz et al., 1993

Noile observaţii şi simulările numerice cu/fără date de observaţii in-situ permit analiza distribuţiei spaţiale a curenţilor în zona de nord-vest a Mării Negre. În profida unei variabilităţi temporal considerabile, rezultanta medie pe termen lung este o deplasare a maselor de apă de la nord spre sud.

Din distribuţia curenţilor măsuraţi în februarie 2010, cu ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), în zona platformei continentale de vest a Mării Negre, reiese faptul că, în dreptul Gurilor Dunării există 2 curenţi: unul de la nord spre sud şi altul de la sud la nord. Curentul de la nord la sud curge chiar în zona litorală (lângă mal), pe întreaga adâncime (Fig. 2.1-9) cu viteze cuprinse între 0,33 - 0,47 m/s. În general, curenţii fluviali din zona gurilor de vărsare, se răspândesc sub formă de evantai (Fig. 2.1-9), iar viteza lor scade rapid. După ce pătrund în mare, curenţii fluviali sunt influenţaţi de curenţii litorali şi de debitul de apă din gura braţului respectiv.

Curentul de la sud la nord curge într-o masă compactă, până la adâncimea de 10 m (Fig. 2.1-9), pe o lăţime de 40 de mile marine, tinde să împingă şi să menţină lângă coastă curentul nord-sud. Curentul de la sud la nord are, de asemenea, viteza de 0,47 m/s.

De-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, curenţii marini prezintă o mare instabilitate, atât în ceea ce priveşte direcţia, cât şi viteza. Această instabilatate este datorată, în primul rând, variabilităţii regimului vânturilor, care, adeseori, îşi schimbă direcţia şi intensitatea de la o zi la alta sau chiar, în cursul aceleaşi zile. Cazurile, în care vînturile îşi menţin direcţia şi viteza câteva zile la rând, sunt rar întâlnite.

Cum în zona litoralului românesc al Mării Negre, predomină vânturile de nord şi de nord-est, care sunt şi mult mai puternice decât celelalte, rezultanta curenţilor superficiali este aproximativ de la nord-est către sud-vest.

În regiunea sudică a litoralului românesc, din cauza orientării ţărmului, predomină curenţii de sud şi nord. La suprafaţă viteza curenţilor are valori între 20 şi 40 cm/s. Rar se depăşeşte acest interval, ajungându-se, în cazuri de excepţie, la 100 cm/s (rezultate model de circulaţie regional).

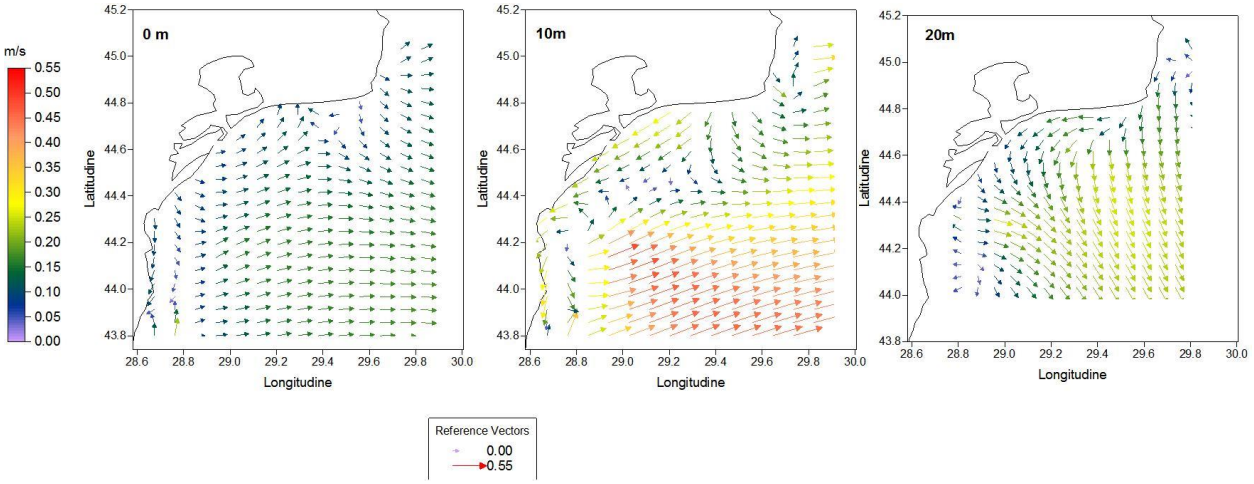


Fig. 2.1-9 Distribuţia curenţilor în luna februarie 2010 în zona de platformei continentale de vest a Mării Negre (cm/s) (ADCP)

Modelul de circulaţie a Mării Negre. Unul dintre cele mai folosite modele de circulaţie este POM (Princeton Ocean Model). Acest model a fost conceput de A.Blumberg şi de G.Mellor în jurul anului 1977 (Mellor, 1973; Mellor et al., 1974), ulterior suportând mai multe modificări atât din partea autorilor cât şi din partea altor specialişti (Mellor et al., 1982; Blumberg, 1987).

Sistemul operaţional de nowcasting / forecasting pentru Marea Neagră include două tipuri de modele: modelul bazinului (model global) şi model regional de coastă. Modelul global include două metode de asimilare de date: date de altimetrie satelitare şi date ale temperaturii apei marine la suprafaţă (Korotaev et al., 2011).

Modelul regional pentru zona de Nord Vest a Mării Negre: Condiţiile la frontieră sunt asigurate de modelul general de circulatie al Institutului Marin de Hidrofizica din Sevastopol – Ucraina (MHI), care este integrat pe tot bazinul Marii Negre. Descrierea detaliată a sistemului de nowcasting / forecasting pentru Marea Neagră este prezentată de către Korotaev et al. (2011) şi Kubryakov et al. (2012).

Datele de ieşire din modelul regional pentru zona de Nord Vest a Mării Negre sunt: nivelul mării, viteza curenţilor marini, temperatura apei mării, salinitatea (ultimii 3 parametrii sunt disponibili atât pentru suprafaţa considerată la 2,5 m – cât şi pentru diferite niveluri de adâncime – 10 m, 50 m, 100 m, 200 m.

Există o concordanţă între circulaţia geostrofică (Fig. 2.1-10 a) şi cea măsurată cu ajutorul ADCP (Fig. 2.1-9), în ceea ce priveşte tendinţa generală a cursului apei. Discrepanţele apar mai ales în sezonul cald. Comparând rezultatele din situaţiile studiate s-a putut observa că respectivii curenţi au, în general, tendinţa să traverseze liniile de aceeaşi adâncime dinamică şi nu să curgă de-a lungul lor, aşa cum rezultă din teoria curenţilor geostrofici. Acest fenomen ar putea fi explicat prin faptul că frecarea internă şi frecarea de fundul apei au fost neglijate.

În sezonul rece curenţii sunt mult mai stabili, datorită intensităţii şi stabilităţii vânturilor. De aici rezultă o mult mai bună corelaţie între curenţii geostrofici şi cei reali, în timpul anotimpurilor reci (Fig. 2.1-9, Fig. 2.1-10 a).

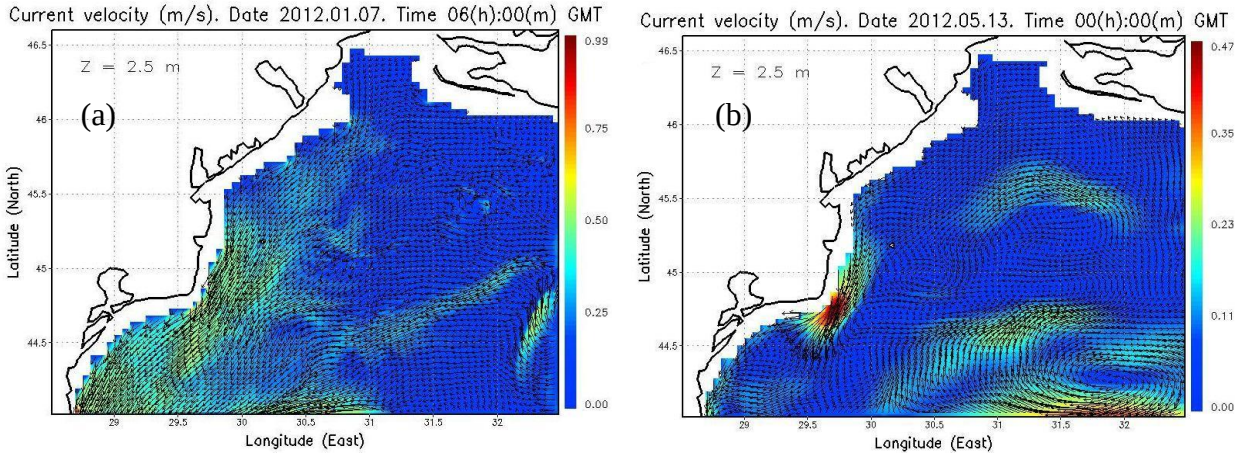


Fig. 2.1-10 Distribuţia curenţilor la suprafaţă în ianuarie 2012 (stânga) şi Mai 2012 (dreapta) , rezultat al modelului de circulaţie pentru zona de NV a Mării Negre

Pe de altă parte, marea instabilitate a mişcării apei, datorată acţiunii vânturilor, face ca deplasarea curenţilor să atingă, foarte rar, forma de mişcare permanentă. Acest fenomen este mai evident în sezonul cald (Fig. 2.1-11), când acţiunea vântului se limitează la un strat relativ omogen de apă, deasupra termoclinei (gros de 20-30 m).

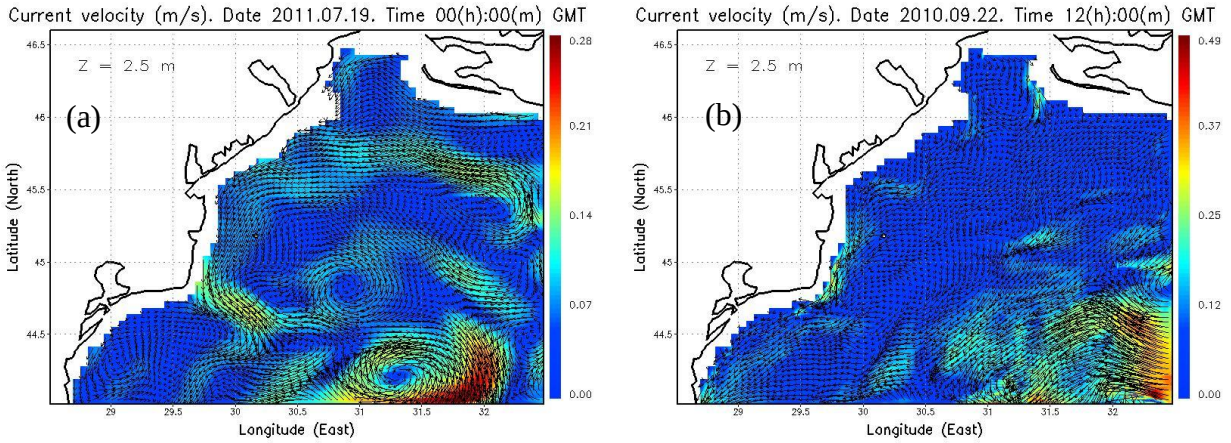


Fig. 2.1-11 Distribuţia curenţilor la suprafaţă în luna Iulie 2011 (a) si Septembrie 2010 (b)

Concluzii

În zona platoului continental românesc al Mării Negre, datorită torsorului vânturilor/direcţiei vânturilor dominante şi configuraţiei bazinului marin dar şi a acţiunii forţei Coriolis, se evidenţiază existenţa a 2 curenţi: curenţii paraleli cu ţărmul, cu viteze cuprinse între 0,33 - 0,47 m/s, orientaţi predominant nord-sud şi un curent orientat sud-nord.

Curentul cu direcţie sud-nord, cu viteze de până la 0,47 m/s, curge până la adâncimea de 10m şi menţine lângă coastă curentul orientat de la nord spre sud.

Rezultatele obtinute în urma rulării modelului regional de circulaţie, în stratul de suprafaţă, evidenţiază un bun acord al direcţiei şi vitezelor curenţilor raportat cu rezultatele masurătorilor cu ADCP.

2.1.6 Nivelul mării

Nivelul mării se consideră ca fiind distanţa de la suprafaţa apei la un reper fix de pe mal, cauză pentru care se mai numeşte şi nivel relativ.

Nivelul mării este un indicator de stare a zonei costiere, iar importanţa evoluţiei sale rezidă din influenţa pe care o are în stabilirea suprafeţelor adiacente, prin inundarea sau denudarea acestora. Implicit, nivelul mării indică poziţia schimbătoare a liniei ţărmului.

Ca parametru hidrodinamic, evoluţia temporală a nivelului este influenţată de o serie de factori:

- factori astronomici - atracţia solară şi lunară, generatoare de maree;
- factori metorologici - regimul eolian, presiunea atmosferică, precipitaţiile şi evaporaţia;
- factori hidrologici - aporul de ape fluviale din zona respectivă.

In cazul regimului nivelurilor de la litoralul românesc, se resimte ca decisivă influenţa factorilor meteorologici şi hidrologici şi mai puţin a celor astronomici. Astfel, este cunoscut că debitul mare al apelor fluviale din perioada de primăvară, generează valori ridicate ale nivelului, fiind perioada când se înregistrează valorile maxime, opus perioadei de toamnă - iarnă când de regulă, se înregistrează minimele.

Graficul variaţiei nivelului mării la Constanţa, în perioada 2006 - 2011 (Fig. 2.1-12), se bazează pe înregistrările obţinute de la maregraful mecanic tip OTT, prelucrate prin metode matematice specifice. Caracteristicile statistice ale şirului de date, reprezentând mediile anuale 2006 - 2011, sunt cele din tabelul alăturat.

Tabel 2.1-5 Date statistice privind înregistrările de nivel al mării în perioada 2006-2011

Date	Nr. de înregistrări	Nivelul mării (cm)
Minima	72	3,9 (septembrie 2007)
Maxima	72	49,3 (februarie 2010)
Media	72	24,5
Mediana	72	23,8
Amplitudinea	72	45,4
Abaterea standard	72	10,6

Din analiza graficului se pot distinge trei perioade distincte de evoluţie a nivelului:

- o primă perioadă, 2006 - 2007 caracterizată prin scăderea progresivă a nivelului până la valoarea de 3,9 cm, care reprezintă şi minima perioadei analizate;
- perioada a doua, septembrie 2007 - februarie 2010, de creştere a nivelului, în februarie 2010 atingându-se maxima perioadei de 49,3 cm;
- perioada a treia, din februarie 2010 si este începutul unei perioade de scădere constantă a nivelului, cu două excepţii remarcabile: lunile iulie şi august 2010 au prezentat medii mari de 47,5 şi respectiv 40,6, cu 23 cm şi respectiv 16,1 cm mai mari decât media perioadei respective, 24,5 cm.

Pe ansamblu, media perioadei analizate (de 24,5 cm) indică un nivel crescut raportat la media anuală multianuală de 16,6 cm a perioadei 1933 - 2011.

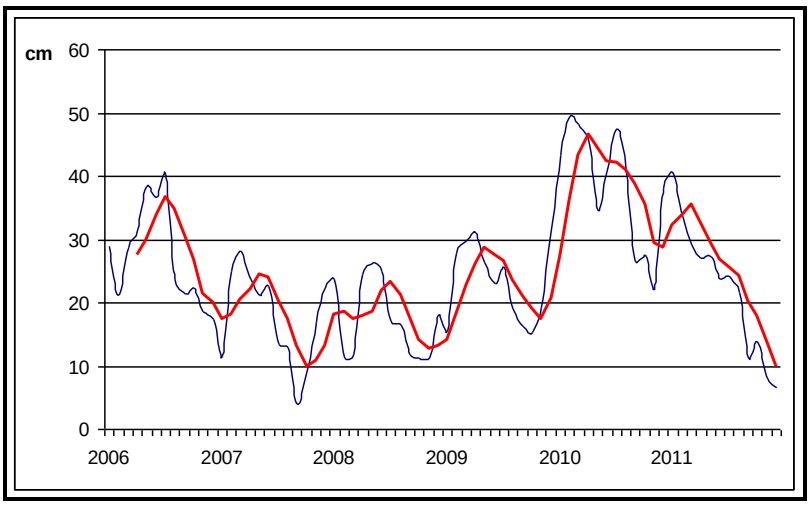
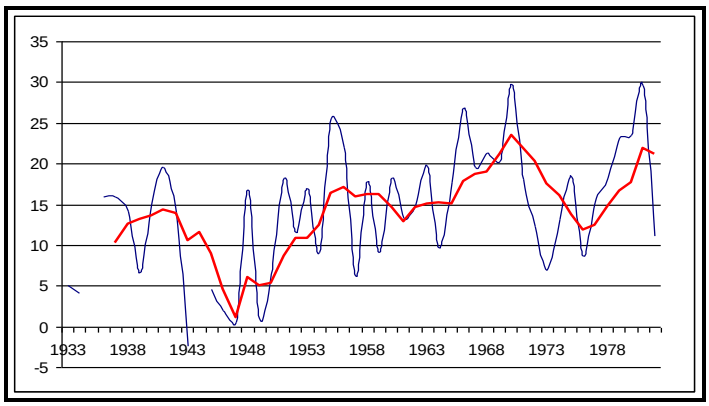
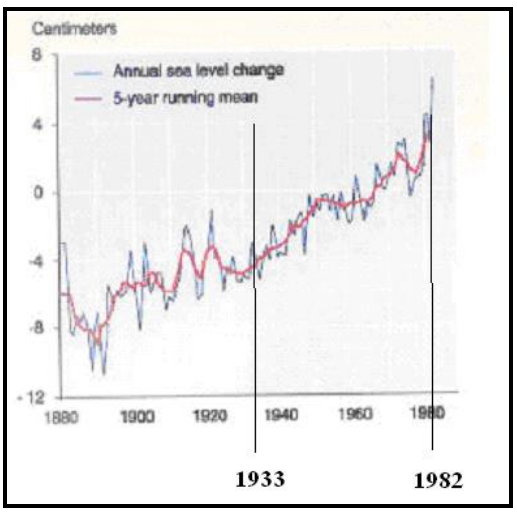


Fig. 2.1-12 Variaţia nivelului mării la Constanţa, în perioada 2006 - 2011 (medii anuale şi media ponderată pe 4 luni - sezonier)

Pe termen lung, variaţia nivelului mării la litoralul românesc este similară cu variaţia nivelului global al oceanelor (IPCC) şi prezintă aproximativ acelaşi ritm de creştere de 1,9 mm/an. In graficele de mai jos au fost reprezentate două perioadă comparative pentru a se observa aceeaşi evoluţie a nivelului mării atât la Constanţa, cât şi la nivel global (Fig. 2.1-13).





(a) (b)

Fig. 2.1-13 Evoluţia nivelului mării la Constanţa (a) şi a nivelului global (media anuală şi media ponderată pe 5 ani) (b) în perioada 1933 – 1982

2.1.7 Turbiditate

Estimarea simplă, aproximativă, a turbidităţii apei rezultate din concentraţia de material în suspensie total şi atenuarea luminii se poate realiza prin folosirea discului Secchi [IOC-Workshop-Report-No-122], [Intergovernmental Oceanographic Commission,Manuals and Guides, 46], metodă folosită de o lungă perioadă de timp, pentru care există, la nivel mondial un set foarte consistent de date. Adâncimea măsurată reprezintă o integrare în adâncime a absorbţiei/dispersiei luminii solare. Cele două variabile depind puternic atât de procese naturale, precum transport sedimentar, înfloriri algale, resuspensia sedimentelor datorată valurilor, cât şi de activităţi umane, ca de exemplu: dragare, dezvoltare costieră, resuspensia sedimentelor datorată modificărilor batimetriei etc.

În istoria cercetării marine începuturile estimărilor sistematice ale transparenţei (disc Secchi) şi ale culorii folosind scara colorimetrică preced cu mult determinările separate de suspensii totale, organice şi minerale şi cele ale clorofilei *a*, precum şi determinările specifice ale turbulenţei (nefelometrie); utilizarea teledetecţiei satelitare (mai ales) în prezent facilitează estimări des repetate şi pe suprafeţe mari atât ale producţiei primare - exprimată prin concentraţia de clorofilă - cât şi ale suspensiilor, ambele în stratul de suprafaţă.

Date, reprezentare şi interpretare

Date istorice pe termen lung privind transparenţa apelor marine (obţinute de expediţii IRCM/INCDM în apele româneşti şi clasificate la 'disc Secchi') au fost extrase din fondul de date existent, datele primare prelucrându-se (kriging) pe intervale de 5 / 10 ani cu suport ESRI-GIS (Tabel 2.1-6, Tabel 2.1-7).

Tabel 2.1-6 Date statistice privind înregistrările de transparenţă a mării (perioada 2006-2011)

Anii	Nr.valori	Medie[m]	a.p.m. (σ)[m]
70-74	587	7,76	5,42
75-79	390	4,33	3,03
80-84	304	4,96	3,51
85-89	377	4,42	3,52
90-94	280	3,87	2,89
95-99	218	3,98	2,33
00-03	162	4,96	3,02
06-10	228	3,70	2,29

Tabel 2.1-7 Date statistice ale interpolării (kriging) pe toată zona[4]

D(m)	MIN	MAX	MED	STD	Reprezentare grafică
Date interpolate pe perioade de 5 ani					
KT7074	1,58	17,25	9,83	4,91	
KT7579	0,86	4,98	3,50	1,00	
KT8084	1,13	10,51	5,72	2,46	
KT8589	2,42	5,98	4,25	0,57	
KT9094	0,27	13,82	5,20	2,69	
KT9599	1,30	11,63	4,48	1,85	
KT0003	0,85	9,98	6,00	2,03	
KT0610	0,74	8,57	4,12	2,02	
Date interpolate pe perioade de 10 ani					
KT1970	0,20	23,46	8,88	5,79	Fig. 2.1.7.1
KT1980	1,14	9,44	5,09	1,93	Fig. 2.1.7.2
KT1990	0,91	12,47	5,18	2,57	Fig. 2.1.7.3
KT2000	0,86	9,09	4,74	2,12	Fig. 2.1.7.4

Distribuţiile spaţiale rezultate (ca şi specificaţiile statistice) evidenţiază legătura cu lucrările hidrotehnice de anvergură şi perioada de eutrofizare caracteristică anilor '80,

Analiza comparativă vizuală a hărţilor adâncimilor Secchi arată o transparenţă relativ redusă la ţărm (existând şi zone cu transparenţă mai mare), dar mare la larg (1970-1979) care în deceniul următor devine redusă pe aproape toată zona, mai ales de-a lungul şi paralel cu ţărmul, Fazele următoare (1990-1999 şi 2000-2010) evidenţiază o creştere lentă a transparenţei pe zone, zona de la sud de Eforie Nord rămâne cu transparenţă mai mică [T-M, Cristescu et,al , 2011], la fel cu zona nordică (φ≥ 44º40N), influenţată de Dunăre, îmbunătăţirea majoră apărând între cele două zone şi la larg (Fig. 2.1-14, Fig. 2.1-15, Fig. 2.1-16, Fig. 2.1-17)

Ţinând cont de parametri rezultă pe termen mediu-lung o uşoară tendinţă de îmbunătăţire pe fondul unei sensibilităţi crescute la impactul activităţilor umane.

O reprezentare globală a tuturor datelor existente pe transectul Est Constanta (40º10' între 1 şi 40 Mm de ţărm) (Fig. 2.1-18) argumentează fluctuaţiile mari pe termen mediu (luni) pe de o parte şi descriu scăderea transparenţei în perioada 1978-2000. Dată fiind zona restrânsă şi numărul mic de puncte graficul este, desigur, ilustrativ (cu semnificanţă mai mică).

Nu s-au luat în consideraţie în această analiză datele existente pentru parametrul colorimetrie, numărul de perechi (adâncime Secchi + colorimetrie) fiind mai redus. Este necesară însă precizarea că cei doi parametri formează un întreg ce permite discernerea (este drept, aproximativă) a cantităţii şi tipului de suspensii, fiind un indicator mai semnificativ pentru starea maselor de apă.

Concluzii

Există date pe termen lung referitoare la transparenţa apei marine în zona României ce permit analize mai amănunţite.

Este indicată analiza complexă (incluzând colorimetria) pentru o definire mai corectă a stării actuale a apelor marine.

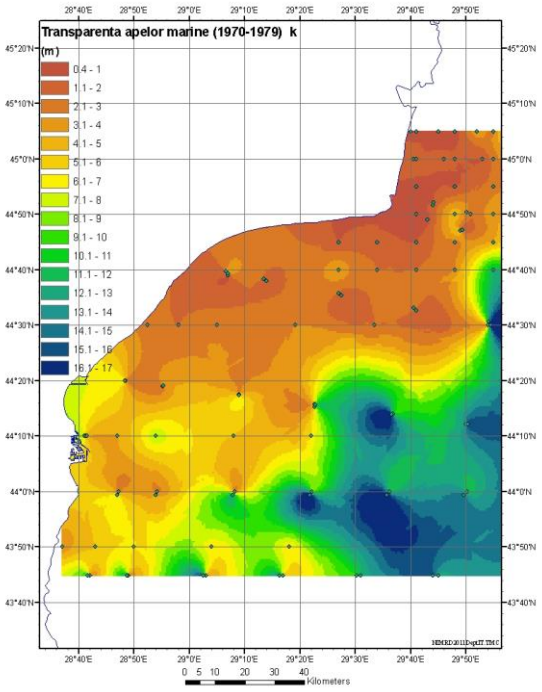


Fig. 2.1-14 Perioada 1970 - 1979[4]

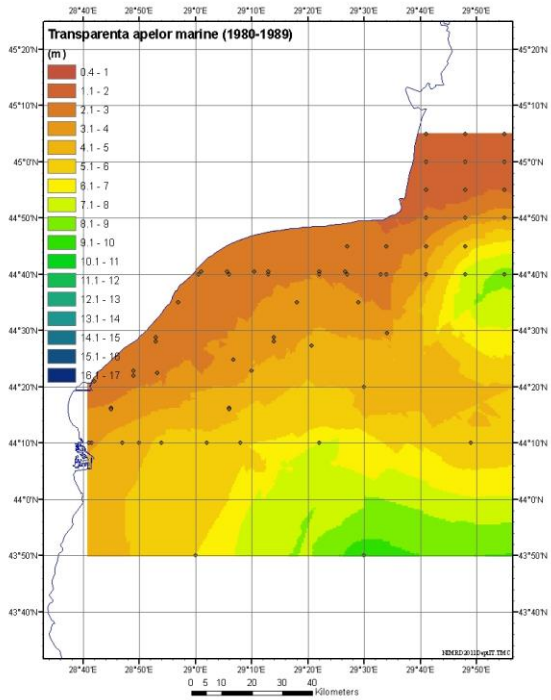


Fig. 2.1-15 Perioada 1980 - 1989[4]

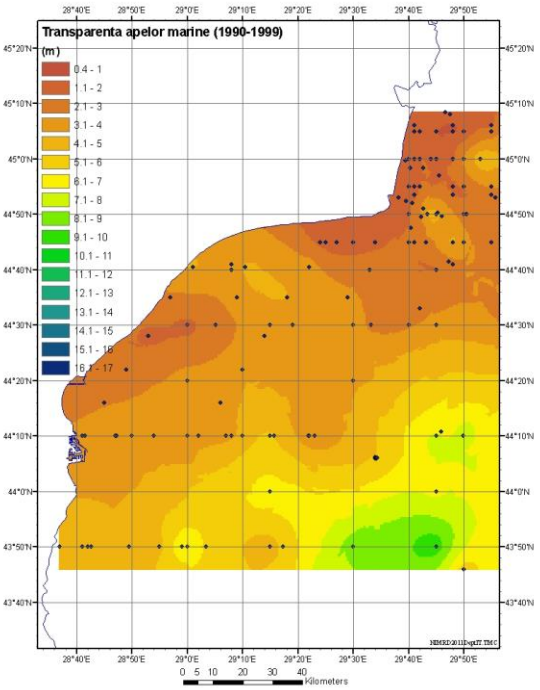


Fig. 2.1-16 Perioada 1990 - 1999[4]

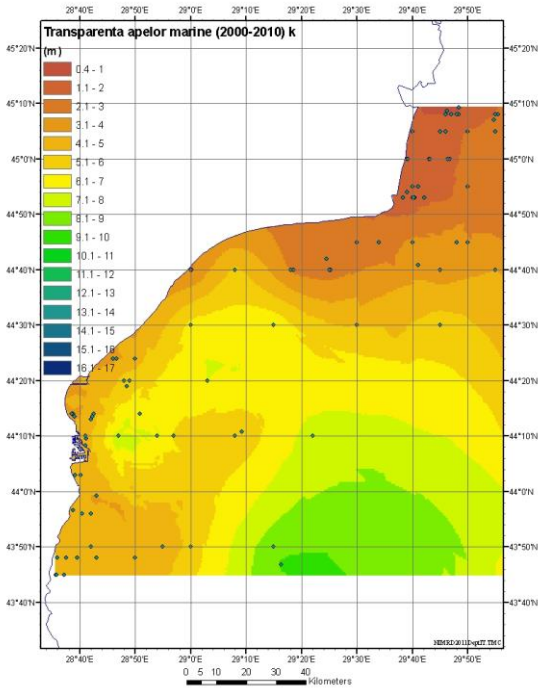


Fig. 2.1-17 Perioada 2000 - 2010[4]

Ultimele două decenii evidenţiază o tendinţă de revenire a transparenţei la valori specifice apelor de calitate. Întrucât din setul de date rezultă atât o sensibilitate mare a sistemului, cât şi oscilaţii pe diferite perioade, se poate concluziona necesitatea supravegherii susţinute a acestui parametru.

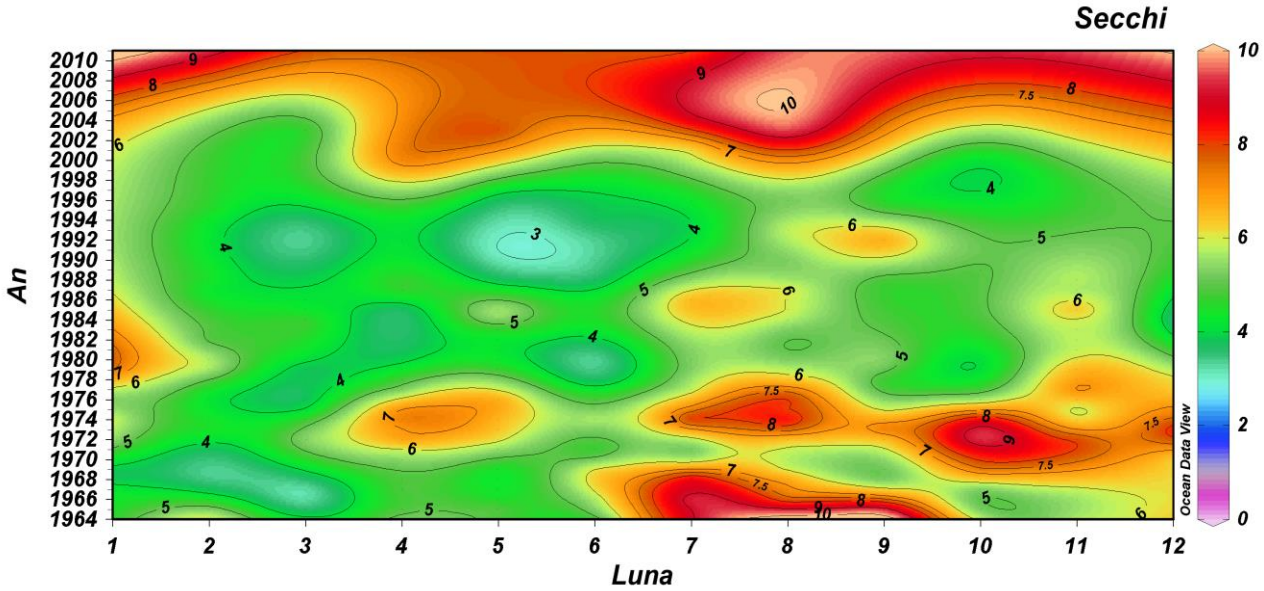


Fig. 2.1-18 Transparenţa (disc Secchi; m) pe transectul Est Constanţa

2.1.8 Repartiţia spaţio-temporală a salinităţii

Salinitatea (S) joacă un rol important în distribuţia speciilor în apele Mării Negre fiind unul dintre principalii factori abiotici care condiţionează viaţa acvatică având în vedere faptul că fluctuaţiile sale influenţează întregul ecosistem. Având salinitatea medie între 17,0 -18,0 PSU, apele Mării Negre sunt ape salmastre tipice, reprezentând cel mai mare bazin cu apă salmastră al lumii. Factorii care contribuie la variabilitatea zilnică, sezonieră şi temporală a salinităţii sunt cei care au la bază adăugarea sau eliminarea apei dulci din ecosistem. Astfel, în stratul de suprafaţă, creşterile salinităţii pot fi produse de fenomenele de evaporare sau îngheţare în timp ce scăderile sunt determinate de precipitaţiile atmosferice, aportul fluvial sau fenomenele de dezgheţare (Riley J.P. & Chester R., 1971). Salinitatea mai poate fi influenţată de regimul curenţilor şi fenomenele de amestecare ale maselor de apă (Horne R.A, 1969), precum şi de aportul de apă dulce (fluvial, din staţiile de epurare, etc.).

Evaluarea s-a efectuat pe date achiziţionate în perioada 2006-2011 în cadrul programului naţional de monitoring pe o reţea alcătuită din 36 de staţii situate de-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, între Sulina şi Vama Veche, cu adâncimi până la 30m. În plus, s-au utilizat datele de pe profilul Est Constanţa, alcătuit din 5 staţii din care s-au colectat probe de apă din întreaga coloană de apă, de la adâncimi standard (0m, 10m, 20m, 30m, 50m) între anii 1964-2011.

Distribuţia spaţio-temporală a salinităţii

Apele de suprafaţă au avut salinitatea (N=729) cuprinsă între 0,12-19,64 PSU (media 13,92 PSU, mediana 14,67 PSU, dev.std. 3,36 PSU), distribuită normal, cu 77% dintre valori în intervalul 12,0-18,0 PSU (Fig. 2.1-19). Izohalina de 12,0 PSU marchează, la suprafaţa apei, frontul dintre apele tranzitorii marine şi cele costiere şi centrale (Fig. 2.1-20). Iarna şi primăvara, sub influenţa aportului fluvial crescut, această izolinie delimitează o zonă mai largă, până în apropierea staţiei Portiţa. Vara şi toamna această linie restrânge zona cu salinitate redusă în dreptul Gurilor Dunării. Această restrângere este însoţită, la sfârşitul sezonului cald (toamna), de o creştere mai accentuată a salinităţii în zona de larg a litoralului central şi sudic (Fig. 2.1-20).

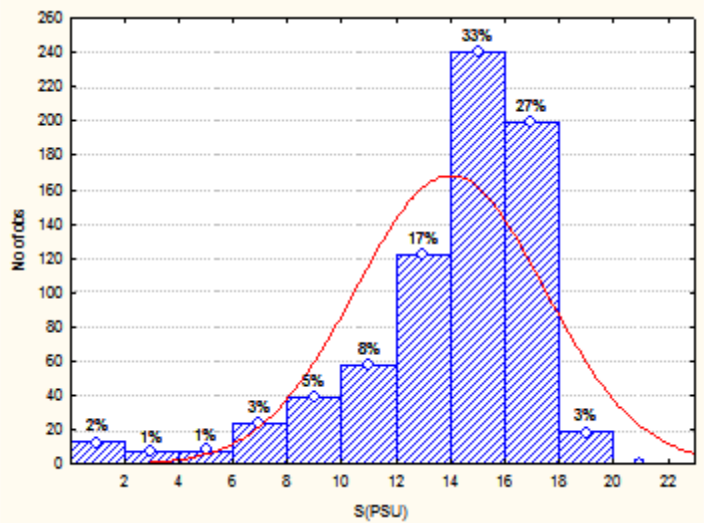


Fig. 2.1-19 Distribuţia valorilor salinităţii apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

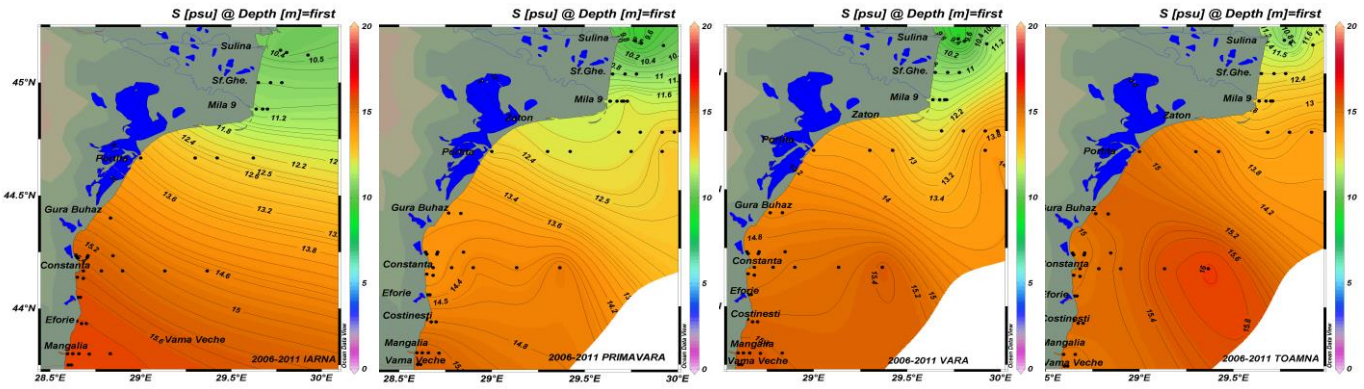


Fig. 2.1-20 Distribuţia spaţio-temporală a salinităţii apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

Valorile minime ale salinităţii se regăsesc, indiferent de sezon, în apele tranzitorii marine, aflate sub directa influenţă a aportului Dunării. Distribuţia apelor mai puţin saline în dreptul Gurilor Dunării este datorată curenţilor fluviali (distribuţie de evantai) şi apoi integrate în circulaţia generală zonală (curenţi marini de suprafaţă cu direcţie nord-sud). Datorită existenţei curentului litoral compensator de fund (direcţie sud-nord cu aport de apă cu salinitate mai mare de origine mediteraneeană din strâmtoarea Bosfor), a diferenţelor de densitate şi a amestecului maselor de apă pe verticală sub acţiunea vântului (upwelling şi downwelling), se observă că în zona sudică, masele de apă de suprafaţă se deplasează de la ţărm spre larg, cu valori ale salinităţii de până la 15,0 PSU (Fig. 2.1-20).

În coloana de apă, variaţia salinităţii este datorată atât aportului fluvial cât şi fenomenelor de amestecare a maselor de apă, respectiv difuziei şi convecţiei. Coloana de apă are două straturi evidente în zona de vest a Mării Negre, unde adâncimea maximă este de 50m şi salinitatea este tipică unei zone marine similară unui estuar. Iarna, salinitatea prezintă o distribuţie omogenă, valorile sale fiind mai mari faţă de restul sezoanelor, datorita antrenării apelor mai sărate de la 40 – 50m adâncime la suprafaţă (convecţia de iarnă), în zona platoului continental românesc. Variaţiile sezoniere înregistrate la 50m au valori cuprinse între 17,0 – 19,0 PSU (Fig. 2.1-21 şi Fig. 2.1-23).

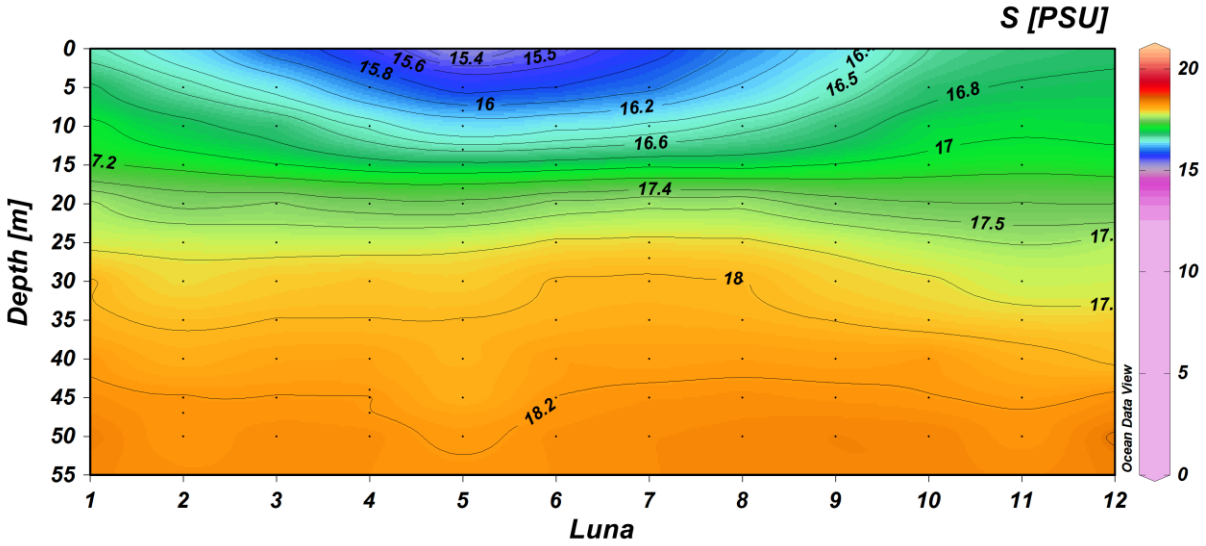


Fig. 2.1-21 Evoluţia anuală a salinităţii (PSU) în coloana de apă, medii lunare multianuale 1964-2011, - profilul Est Constanţa

Primăvara, debitul Dunării şi curenţii de suprafaţă (induşi de vânt) influenţează caracteristica salină a apelor marine din zona de larg, stratul superficial 0-10m. Vara, media salinităţii în straturile adânci este cu aproximativ 0,5 PSU mai mică decât media de iarna valorile situându-se între 17,8 – 18,4 PSU. Caracteristicile procesului de încălzire a stratului

superior şi de formare a termoclinei sezoniere depind nu numai de intensitatea schimburilor termice la interfaţa aer-apă, ci şi de particularităţile regimului eolian. În general, vânturile au viteze reduse în sezonul cald, iar schimbările frecvente ale direcţiei se datorează brizelor marine. Această instabilitate face ca termoclina sezonieră să nu fie întotdeauna foarte pronunţată, cu gradienţi foarte mari. Mai târziu, la începutul sezonului rece, scăderea aportului de apă dulce din Dunăre şi continuarea perioadei de răcire duce la adâncirea termoclinei. Sunt înregistrate valori mici ale salinităţii la suprafaţă în apropierea zonei de coastă dar ape mai puţin saline sunt observate până la 10 mile marine. În coloana de apă, salinitatea creşte progresiv până la 20 m unde apele se omogenizează în jurul valorii de 17-18 PSU. Apele mai dulci plutesc la suprafaţa mării într-un strat de 1-5 m grosime. Periodicitatea anuală a salinităţii se manifestă toamna şi iarna, când debitele Dunării sunt mici şi salinitatea apei marine în zona de larg este ridicată (17-18 PSU). Minimele apar în luna mai, când debitele Dunării sunt ridicate şi valoarea salinităţii este de aproximativ 12,0 PSU (Fig. 2.1-23).

Pe termen lung (1964-2011, N=6983) se observă tendinţa descrescătoare a salinităţii, în medie cu 0,01 PSU/an (Fig. 2.1-22).

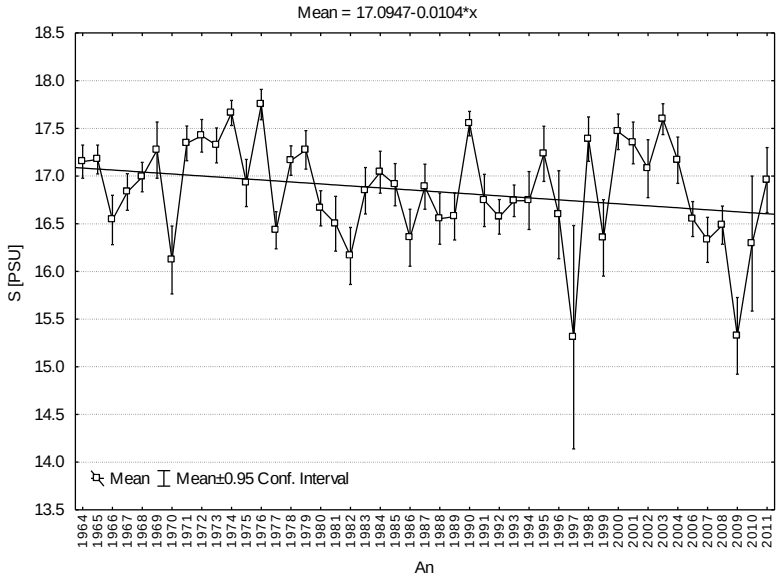


Fig. 2.1-22 Salinitatea medie anuală, 1964-2011 – profilul Est Constanţa

Concluzii

Salinitatea apelor de la litoralul românesc al Mării Negre este influenţată în mod direct de aportul fluvial al Dunării şi de fenomenele de amestecare a maselor de apă. Aportul dunărean influenţează hidrochimismul Mării Negre până la o distanţă spre larg de 50-100 km şi până în dreptul localităţii Vama Veche. În apropierea ţărmului deltaic apele au o salinitate de până la 10,5 PSU iar la 1-2 km în larg creşte până la valoarea de 12,5PSU. Izohalina de 15,0PSU se găseşte la o distanţă de 70-75 km iar cea de 17,5PSU atinge marginea externă a platformei continentale (iarna). Variabilitatea sezonieră se manifestă clar sub forma a două sezoane: rece şi cald. Pe termen lung, se remarcă tendinţa descrescătoare a salinităţii, în medie cu 0,01PSU/an. Cauza reducerii indicelui de salinitate este produsă de aportul considerabil al apelor dulci continentale şi a unei evaporării mai reduse.

Pe verticală, distribuţia salinităţii creşte progresiv până la 15 m unde apele se omogenizează în jurul valorii de 17,0 -18,0 PSU. Apele mai dulci plutesc la suprafaţa mării într-un strat cu 1-3 m grosime.

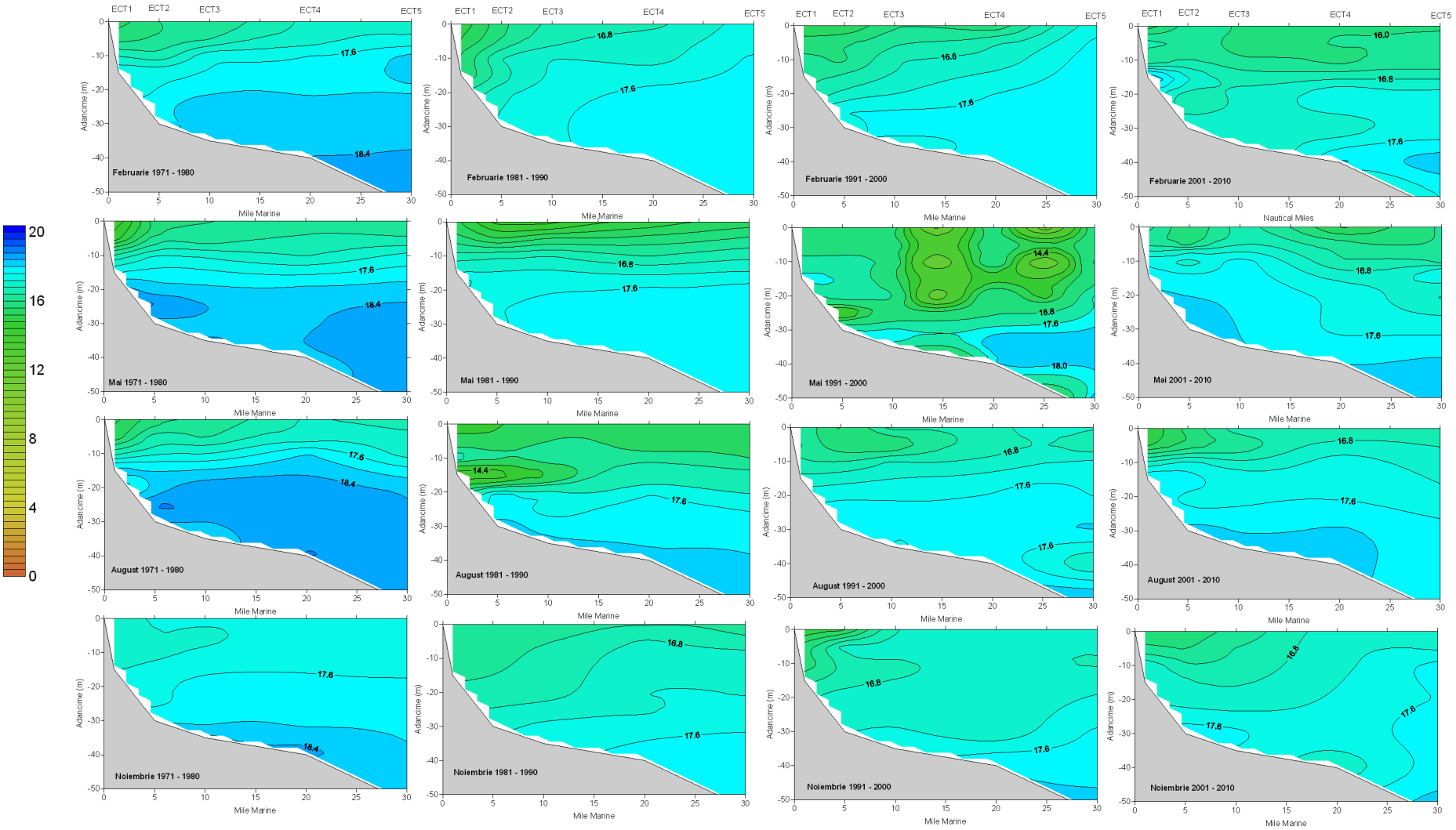


Fig. 2.1-23. Distribuţia verticală a salinităţii (PSU) - media decadală 1971-2010, profilul Est – Constanţa

2.1.9 Distribuţia spaţio-temporală a oxigenului

Dintre toate gazele dizolvate în apă, oxigenul este cel mai important şi reprezentativ în evaluarea funcţionalităţii şi comportamentului ecosistemelor, mai ales prin faptul că poate fi relativ uşor măsurat. Concentraţiile oxigenului dizolvat precum şi factorii care influenţează fluctuaţiile acestora au o importanţă majoră în evaluarea severităţii impactului eutrofizării și poluării asupra ecosistemelor marine întrucât este necesar atât pentru toate organismele vii cât şi pentru multe procese chimice care au loc în apă. Apa cu un conţinut ridicat de oxigen este capabilă să susţină viaţa din mediul acvatic.

Variabilitatea regimului oxigenului depinde de mai mulţi factori care acţionează antagonic asupra acestuia. Astfel, factorii care contribuie la îmbogăţirea în oxigen dizolvat a apei sunt: regimul curenţilor şi vânturilor şi contactul cu atmosfera care acţionează în stratul superficial, un strat omogen, bine oxigenat precum şi procesele fotosintetice ale vegetaţiei marine (fitoplancton şi macrofite). În acelaşi timp, acţionează şi factorii care contribuie la reducerea concentraţiilor de oxigen dizolvat, mai numeroşi şi mai diversificaţi: contactul maselor de apă suprasaturate cu atmosfera, care poate uneori să beneficieze de aport de oxigen din apă în vederea menţinerii echilibrului de la interfaţa aer - apă, respiraţia organismelor vegetale şi animale din apă, diverse procese biologice şi chimice care implică reacţii de oxidare (a agenţilor reducători hidrogen sulfurat (H_2S), sulfură de fier (FeS), a substanţei organice dizolvate sau particulate, a sedimentelor, procesele enzimatice, oxidarea bacteriană a substanţei organice etc.), stratificarea maselor de apă (Riley, 1971; Horne, 1969; Peres, 1961; Best, 2007).

Particularităţile regimului oxigenului dizolvat în apele Mării Negre

Marea Neagră este un sistem puternic stratificat. Biogeochimia stratului superior situat deasupra apelor permanent anoxice şi lipsite de viaţă (cu excepţia bacteriilor anaerobe) implică patru straturi distincte (BSC, 2008; Sorokin, 2002; Konovalov, 2000):

Stratul oxic – are grosimea maximă de aproximativ 50m (până la aproximativ 1% lumină) şi este caracterizat de procesele biologic active (de ex. preluarea nutrienţilor, înfloririle fitoplanctonice, respiraţia, mortalitatea etc.), concentraţii mari de oxigen (în jurul valorii de 300 µM). Concentraţiile oxigenului din stratul eufotic suferă variaţii sezoniere pronunţate, în domeniul 250-450µM.

Oxiclina - limita superioară a oxiclinei, unde concentraţiile oxigenului încep să scadă de la aproximativ 300 µM, corespund cu adâncimi de 35-40m în zonele ciclonice şi 70-100m în zonele costiere anticiclonice. Limita inferioară a oxiclinei este definită de concentraţii de aproximativ 10µM şi localizată la adâncimi de 50-100m.

Stratul suboxic - stratul deficitar în oxigen (cu concentraţii mai mici de 10 µM este localizat în general la adâncimi de 100-130m şi are grosimea cuprinsă între 20-40m, la limita inferioară a nitraclinei. În acest strat „suboxic" concentraţiile de oxigen scad în timp ce concentraţiile hidrogenului sulfurat cresc, cei doi compuşi coexistând. (BSC, 2008).

Stratul anoxic - oxigenul dispare deasupra interfaţei anoxice, la adâncimi de peste 150-200m. Este lipsit de viaţă (cu excepţia bacteriilor sulfo-reducătoare) ca urmare a existenţei hidrogenului sulfurat şi a lipsei oxigenului dizolvat. Este un strat definit printr-o chimie particulară cu trei caracteristici mai importante: concentraţii reduse de azotaţi şi azotiţi consumaţi prin denitrificare (fenomen anaerob), reducerea ionilor sulfat şi formarea hidrogenului sulfurat, scăderea potenţialului redox şi a capacităţii de oxidare a substanţei organice (Horne, 1969).

Evaluarea iniţială a oxigenului dizolvat în apele de la litoralul românesc al Mării Negre s-a efectuat numai pentru staţii cu adâncimi până la 50m, aflate în stratul oxic, astfel încât valorile scăzute nu reprezintă o caracteristică naturală a apelor Mării Negre din zona de studiu.

Distribuţia spaţio-temporală a oxigenului

Apele de suprafaţă au avut concentraţiile oxigenului dizolvat (N=725) cuprinse între 152,3 - 732,9 µM, distribuite normal, cu 90% dintre valori în intervalul 250,0 - 450,0 µM, valori care indică o bună oxigenare a apelor de suprafaţă, indiferent de sezon (Fig. 2.1-24).

Iarna, concentraţiile sunt omogene, de-a lungul întregului litoral, cuprinse între 318,0 - 456,9 µM, ca urmare a temperaturilor scăzute din aer şi apă precum şi amestecării verticale a maselor de apă. Odată cu începerea sezonului cald, creşte variabilitatea oxigenului dizolvat, conturându-se gradientul crescător dinspre Gurile Dunării către zona sudică, unde concentraţiile oxigenului scad ca urmare a creşterii temperaturii apei şi scăderii solubilităţii gazului dizolvat. Înfloririle fitoplanctonice, producătoare de oxigen, din timpul primăverii, mai intense în zona nordică a litoralului românesc ca urmare a aportului fluvial de apă dulce, nutrienţi şi substanţă organică au condus la valoarea extremă, 732,9 µM (aprilie, Sulina). Pe de altă parte, primăvara începe scăderea valorilor oxigenului dizolvat până la 152,3 – 162,6 µM în zonele cu influenţă antropică (vecinătatea staţiei de epurare Constanţa Sud). Vara şi toamna valorile au domenii comparabile de variaţie (150,0 –500,0 µM), mai ridicate în apele tranzitorii marine. Valorile scăzute înregistrate în sezonul cald sunt datorate atât temperaturilor mai ridicate cât şi consumului specific descompunerilor oxidative ale substanţei organice (Fig. 2.1-25).

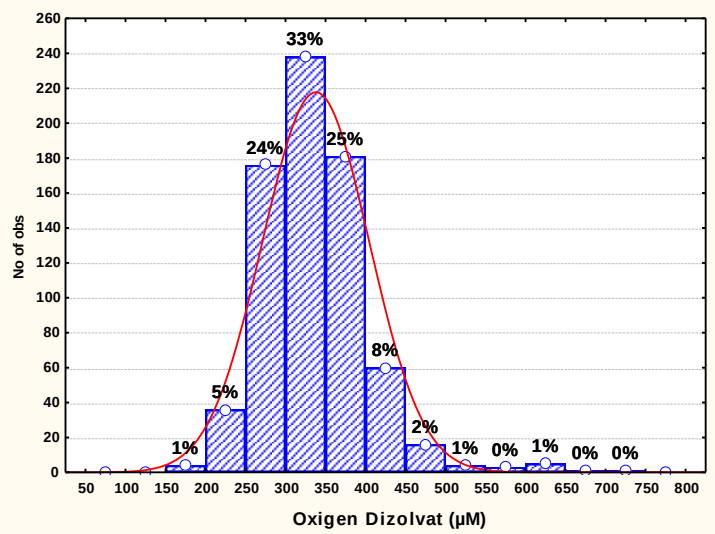


Fig. 2.1-24 Distribuţia valorilor oxigenului dizolvat în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

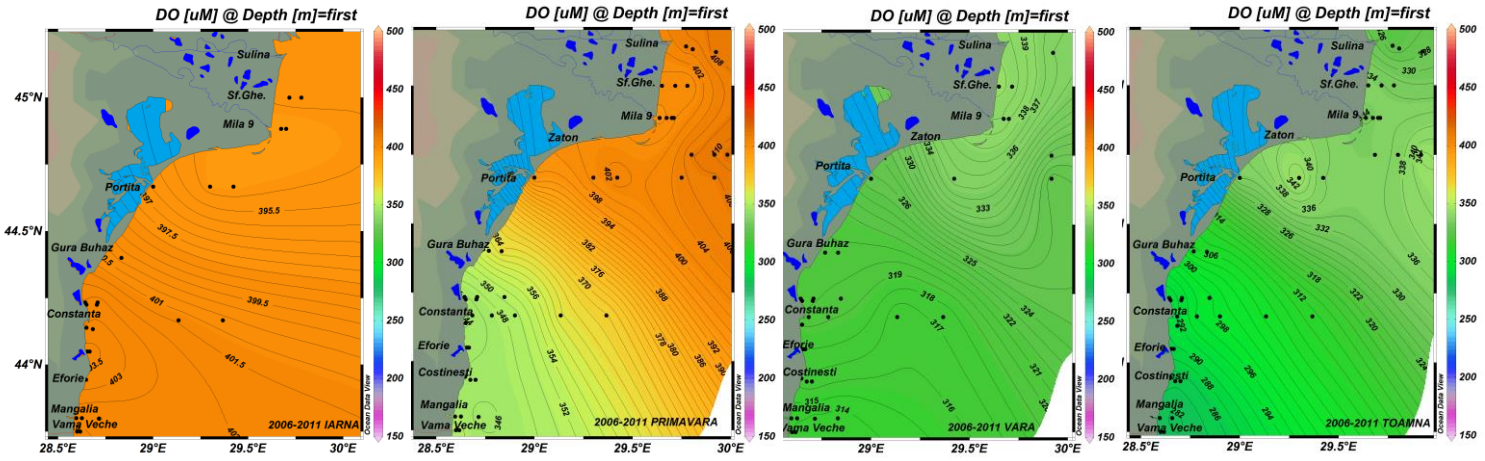


Fig. 2.1-25 Distribuţia spaţio-temporală a oxigenului dizolvat în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

În coloana de apă, 0-50m, concentraţiile medii ale oxigenului suferă variaţii sezoniere pronunţate în domeniul 200,0 – 405, 0 µM, modificări datorate, în plus, stratificării maselor de apă. Iarna, gradientul este mai puţin conturat, concentraţiile medii având valori cuprinse între 320,0 – 405,0,0 µM, ca urmare a amestecării verticale. Concentraţiile maxime se ating în lunile februarie-martie, la interfaţa aer-apă, într-un strat de grosime aproximativă 0-5m ce coincide cu stratul de amestec cel mai rece din întreg anul. La începutul sezonului cald, în aprilie, stratificarea devine mai pronunţată, izolinia de 320,0 µM urcând la 40m. Pe măsură ce încălzirea continuă, stratul de amestec se subţiază la 0-10m iar mediile scad de la 360,0 µM primăvara la 280,0 µM în septembrie. Toamna, până în luna noiembrie, concentraţiile medii minime, 205,0 µM, se regăsesc la adâncimi de peste 40m iar cele maxime nu depăşesc 280,0 µM. Temperaturile scăzute din lunile octombrie-noiembrie răcesc treptat stratul 0-10m şi concentraţiile de peste 300,0 µM încep să se regăsească până la aproape 20m în luna decembrie (Fig. 2.1-26).

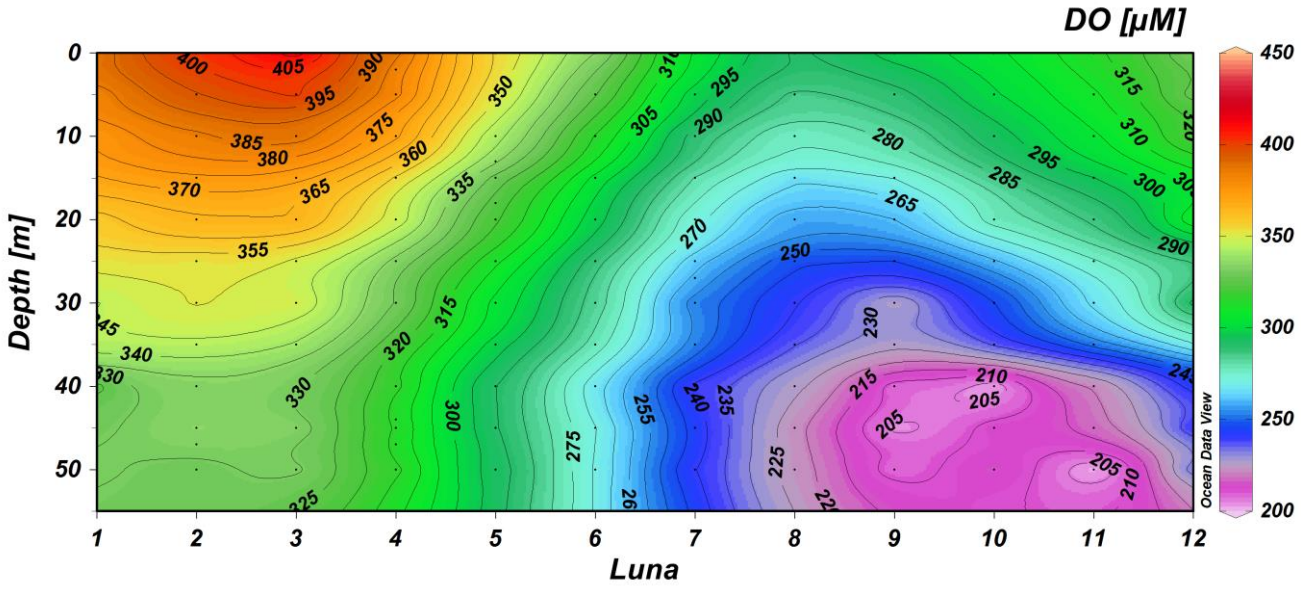


Fig. 2.1-26 Evoluţia anuală a oxigenului dizolvat (µM) în coloana de apă, medii lunare multianuale 1964-2011, profilul Est Constanţa

În perioada de studiu, valorile extreme ale concentraţiilor oxigenului dizolvat aparţin apelor marine, cele mai stratificate. Astfel, minima, 69,2 µM, s-a determinat la sfârşitul sezonului cald la Mangalia 30 m (adâncimea 20 m, septembrie 2010). În urma acestui eveniment hipoxic nu s-au înregistrat mortalităţi în fauna piscicolă. Maxima, 732,9 µM, s-a observat la Sulina 10 m (suprafaţă, aprilie 2007) datorită amplorii fenomenelor fotosintetice şi a temperaturii încă scăzute a apei. În acelaşi timp s-a observat reapariţia fenomenelor hipoxice. Astfel, pe profilul Est Constanţa, s-au înregistrat fenomene hipoxice în anii 2009 şi 2010, deşi fenomenul nu s-a mai întâlnit încă din anul 2001 (Fig. 2.1-27). Una dintre cele mai scăzute valori ale oxigenului dizolvat înregistrate pe profilul Est Constanţa, 75,9µM, s-a observat în expediţia oceanografică din luna iulie 2010, la adâncimea de 10m. Fenomenele înregistrate aproape de ţărm au reprezentat o consecinţă a consumului de oxigen din coloana de apă datorat descompunerii oxidative a materiei organice rezultată din înfloririle algale înregistrate la începutul lunii iulie, fapt confirmat şi de concentraţiile ridicate ale amoniului din aceeaşi staţie. În aceeaşi perioadă a avut loc şi procesul de upwelling favorizat de regimul vânturilor din ultimele zile ale lunii iulie 2010. Astfel, masele de apă din apropierea ţărmului s-au deplasat către larg fiind înlocuite de mase de apă din straturile inferioare din zona de mica adâncime (10-20 m) (mai reci, cu salinitate mai ridicată, dar epuizate în oxigen), fapt care a condus, în apele din zona ţărmului, la un puternic, dar episodic, fenomen de hipoxie.

Pe termen lung, se remarcă tendinţa de scădere a variabilităţii ca urmare a creşterii temperaturilor atât în sezonul rece cât şi în cel cald. Pe verticală, concentraţiile se menţin la valori ridicate în stratul de amestec 0-10m, remarcându-se stratificarea mai pronunţată primăvara şi toamna. Fenomenele hipoxice frecvente din perioada de intensă eutrofizare au reapărut, exclusiv în sezonul cald, sub influenţa combinată a consumului oxidativ şi fenomenelor climatice (Fig. 2.1-28).

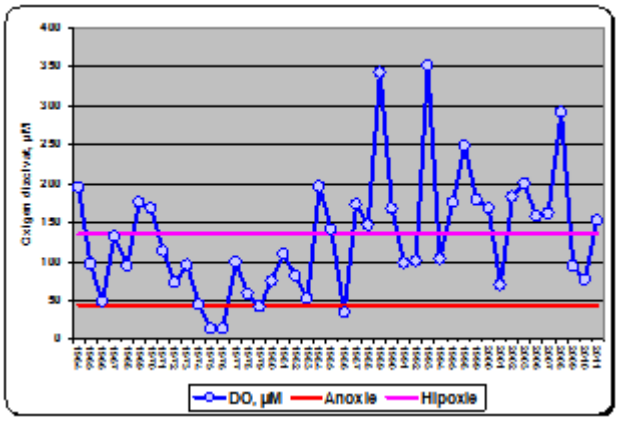


Fig. 2.1-27 Concentraţiile minime ale oxigenului dizolvat, 1964-2011, profil Est Constanţa

Concluzii

Conţinutul în oxigen dizolvat al apelor de la litoralul românesc al Mării Negre este influenţat de temperatura apei, balanţa producţie fotosintetică – consum şi fenomenele de amestecare a maselor de apă. Aportul dunărean influenţează episodic concentraţiile de oxigen dizolvat, în perioada de proliferare fitoplanctonică. Sezonier, concentraţiile oxigenului suferă variaţii pronunţate în domeniul 200,0 – 405, 0 µM. Pe termen lung, se remarcă tendinţa de scădere a variabilităţii ca urmare a creşterii temperaturilor atât în sezonul rece cât şi în cel cald. Pe verticală, concentraţiile se menţin la valori ridicate în stratul de amestec 0-10m, remarcându-se stratificarea mai pronunţată primăvara şi toamna. Fenomen extrem în perioada de studiu, hipoxia se regăseşte exclusiv în sezonul cald şi are caracter episodic, astfel încât nu există zone hipoxice permanente, fenomenul fiind influenţat mai mult de factorii climatici decât de cei biologici.

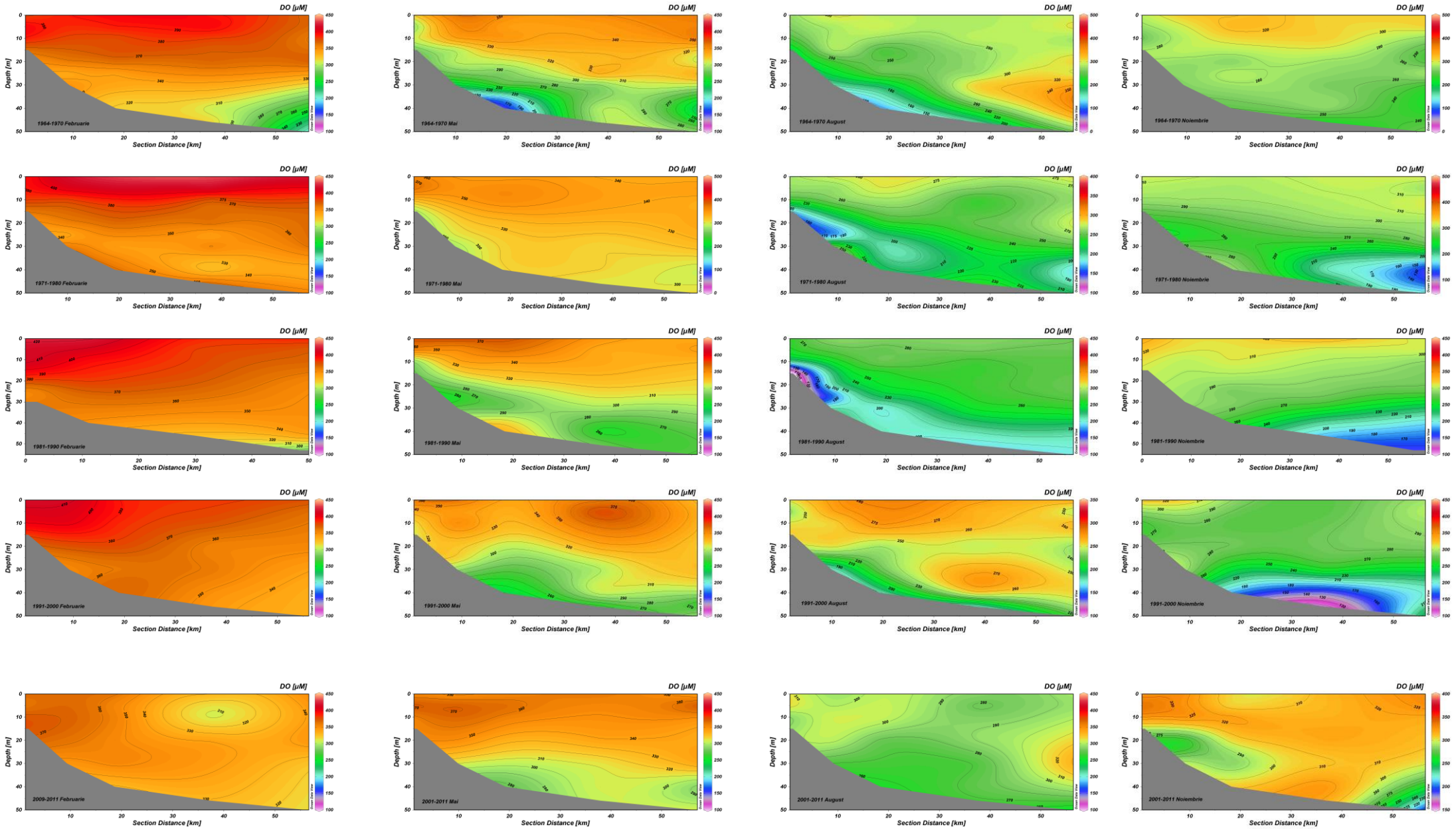


Fig. 2.1-28 Distribuţia verticală a oxigenului dizolvat (µM) - media decadală 1964 -2010, profilul Est – Constanţa

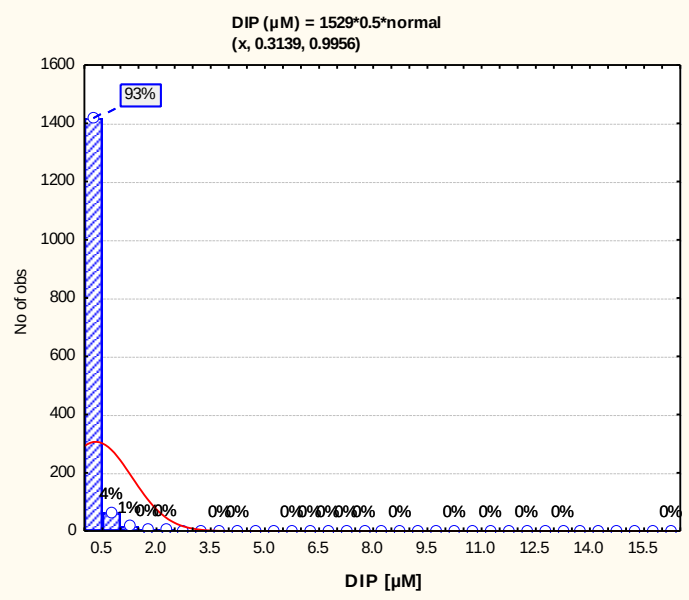
2.1.10 Repartiţia spaţio-temporală a nutrienţilor

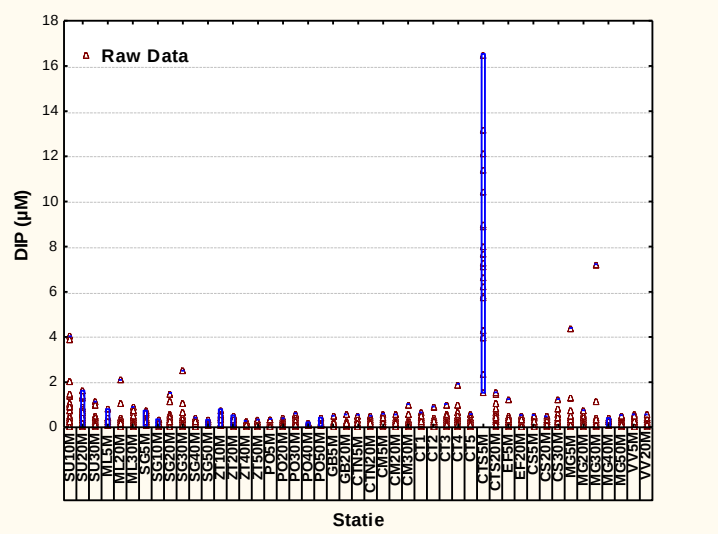
Nutrienţii sunt elementele sau speciile chimice implicate în producţia fitoplanctonică a materiei organice. Tradiţional, termenul a fost atribuit compuşilor anorganici ai fosforului, azotului şi siliciului dar un număr mare de constituenţi majori ai apei de mare alături de oligoelemente constituie de asemenea nutrienţi. Evaluarea actuală se bazează pe stocurile de fosfor şi azot, elemente care sunt extrase eficient din apa mării şi sunt încorporate în celule, ţesuturi şi structuri extracelulare ale organismelor marine. O parte dintre aceştia sunt regeneraţi de mai multe ori în coloana de apă în timp ce o altă parte sedimentează. În general, transportul vertical al fluxului de nutrienţi este mai puţin eficient decât forţa gravitaţională, astfel încât concentraţiile cresc cu adâncimea.

Evaluarea s-a efectuat pe date achiziţionate în perioada 2006-2011 în cadrul programului naţional de monitoring pe o reţea alcătuită din 36 de staţii situate de-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, între Sulina şi Vama Veche, cu adâncimi până la 50m. În plus, s-au utilizat datele de pe profilul Est Constanţa, alcătuit din 5 staţii din care s-au colectat probe de apă din întreaga coloană de apă, de la adâncimi standard (0m, 10m, 20m, 30m, 50m) între anii 1964-2011 (pentru fosfor) şi 1980-2011 (pentru azot).

2.1.10.1 Distribuţia fosfatului anorganic dizolvat (DIP)

Concentraţiile DIP (N=1529) sunt cuprinse între 0,01- 16,50 µM (media 0,31 µM, mediana 0,15 µM, dev.std. 0,96µM), distribuite normal, cu 93% dintre valori în intervalul 0 – 0,05 µM (Fig. 2.1-29 a). Valorile extreme, mai mari de 4,00 µM, sunt înregistrate sezonier şi punctiform în zonele de influenţă ale aglomerărilor urbane Constanţa şi Mangalia (Fig. 2.1-29 b).





(a) **(b)**

Fig. 2.1-29 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor DIP în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre

În timpul iernii, izolinia de 0,20 µM marchează, la suprafaţa apei, un uşor gradient între apele tranzitorii marine şi cele costiere. Oricum, valorile medii sunt destul de omogene şi nu permit distingerea evidentă a aportului fluvial faţă de aportul surselor costiere. Primăvara, aceste cantităţi scad, fiind cele mai mici pe întreg parcursul anului, ca urmare a consumului specific de

către fitoplancton. Vara, aportul fluvial de fosfor anorganic devine, în medie, mai însemnat, dar cu concentraţii în limitele variabilităţii normale. La sfârşitul sezonului cald, toamna, zonele din apropierea aglomerărilor urbane Constanţa şi Mangalia sunt delimitate de concentraţiile medii cele mai ridicate ale anului. Astfel, la litoralul românesc al Mării Negre se disting două surse comparabile (privitor la concentraţii) de fosfor anorganic: aportul fluvial şi staţiile de epurare Constanţa Sud şi Mangalia. Având în vedere însă debitele diferite ale celor două surse, putem considera predominante descărcările din aport fluvial (Fig. 2.1-30).

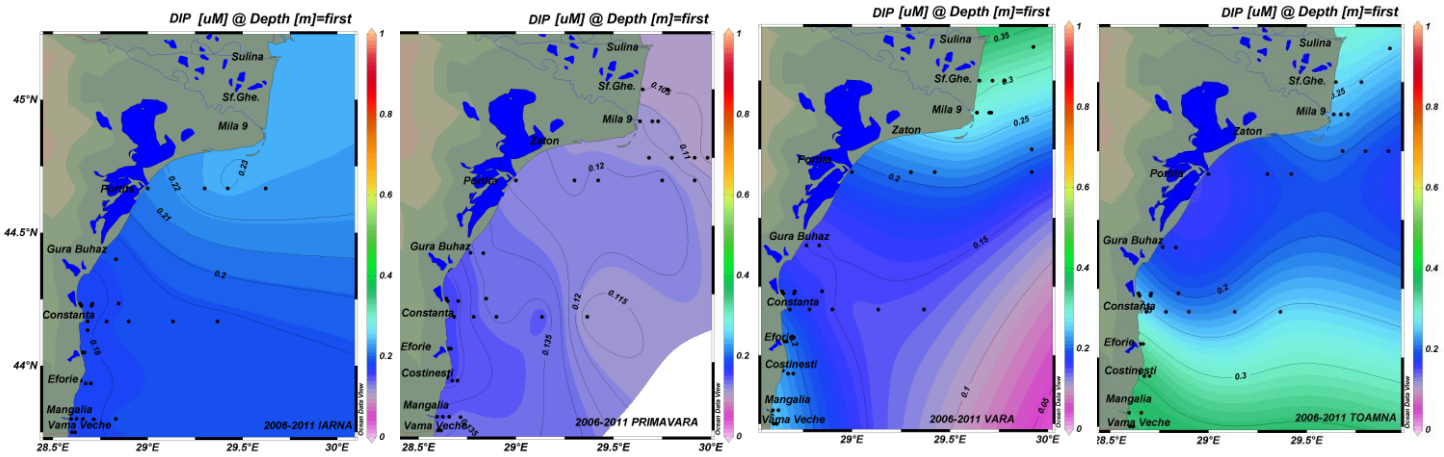


Fig. 2.1-30 Distribuţia spaţio-temporală DIP în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

În coloana de apă, variaţia DIP este datorată activităţii biologice şi fenomenelor fizice din ecosistem. Coloana de apă are două straturi evidente în zona de vest a Mării Negre, unde adâncimea maximă este de 50m, delimitate, indiferent de sezon, de izolinia de 0,2 µM. Iarna, se regăsesc valorile maxime ca urmarea a regenerării fosfatului din fitoplancton, detritus şi compuşi organici dizolvaţi. Consumul specific înfloririlor din primăvară face ca, în acest sezon, concentraţiile DIP să atingă valorile minime. Sfârşitul primăverii şi începutul verii sunt caracterizate de gradientul crescător cu adâncimea, înregistrându-se valori maxime la 50m, care pot permite acumularea în sedimente a fosfatului anorganic. Toamna, aceste valori nu se mai regăsesc, deşi gradientul crescător cu adâncimea se menţine într-un domeniu de valori mai scăzute. În general, distribuţia verticală a DIP este caracterizată de două valori maxime: una mai mică, în stratul 0-20m şi cealaltă la interfaţa apă-sediment (Fig. 2.1-31 şi Fig. 2.1-32).

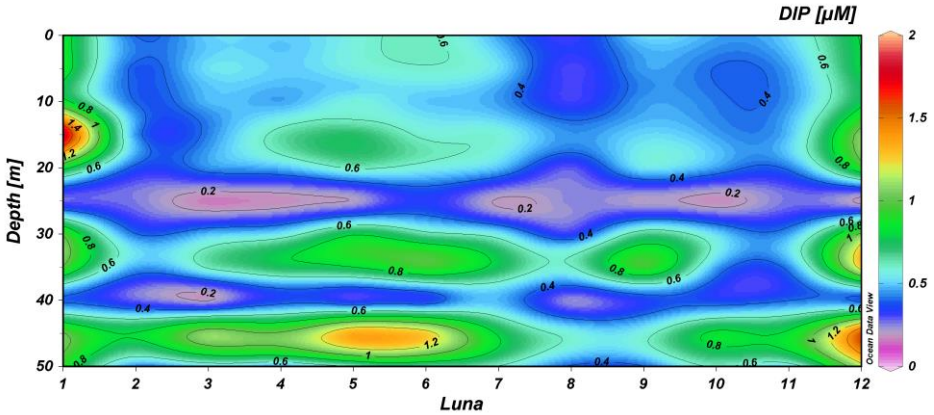
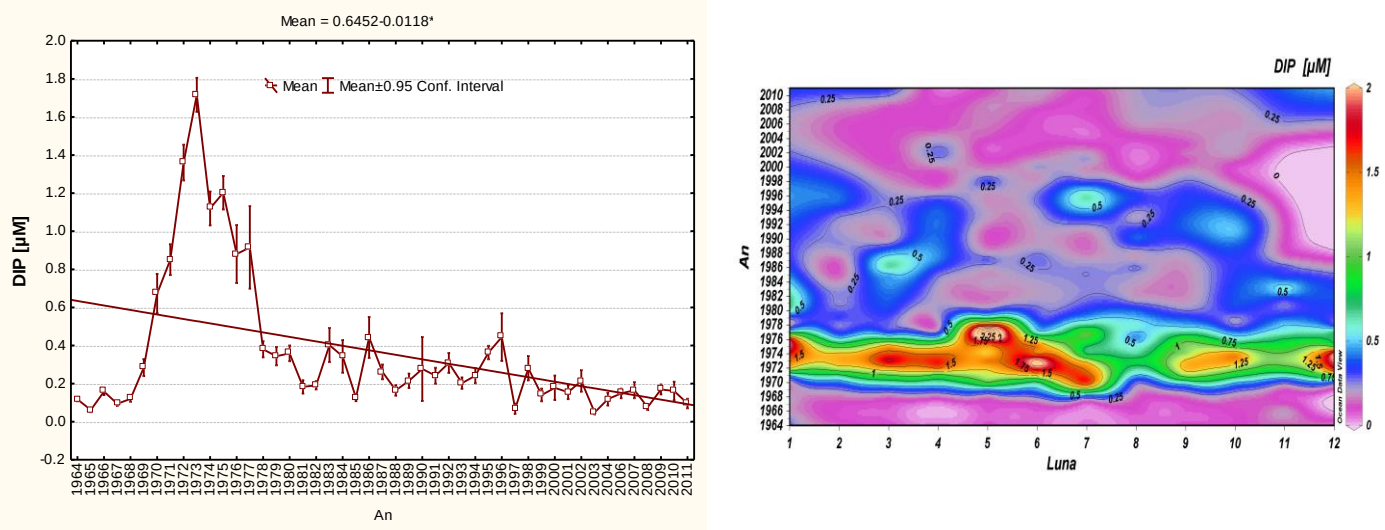


Fig. 2.1-31 Variaţia sezonieră a DIP în coloana de apă - medii lunare multianuale 1964-2011 - profilul Est Constanţa

Pe termen lung (1964-2011, N=6964) se observă descreşterea concentraţiilor DIP, până la valori comparabile cu cele din anii ‘60, perioadă de referinţă pentru starea bună a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre (Fig. 2.1-32 a şi b).



(a) **(b)**

Fig. 2.1-32 Concentraţiile medii anuale (a) şi lunare (b) ale fosfatului anorganic dizolvat (DIP) în perioada 1964-2011 – profilul Est Constanţa

Concluzii

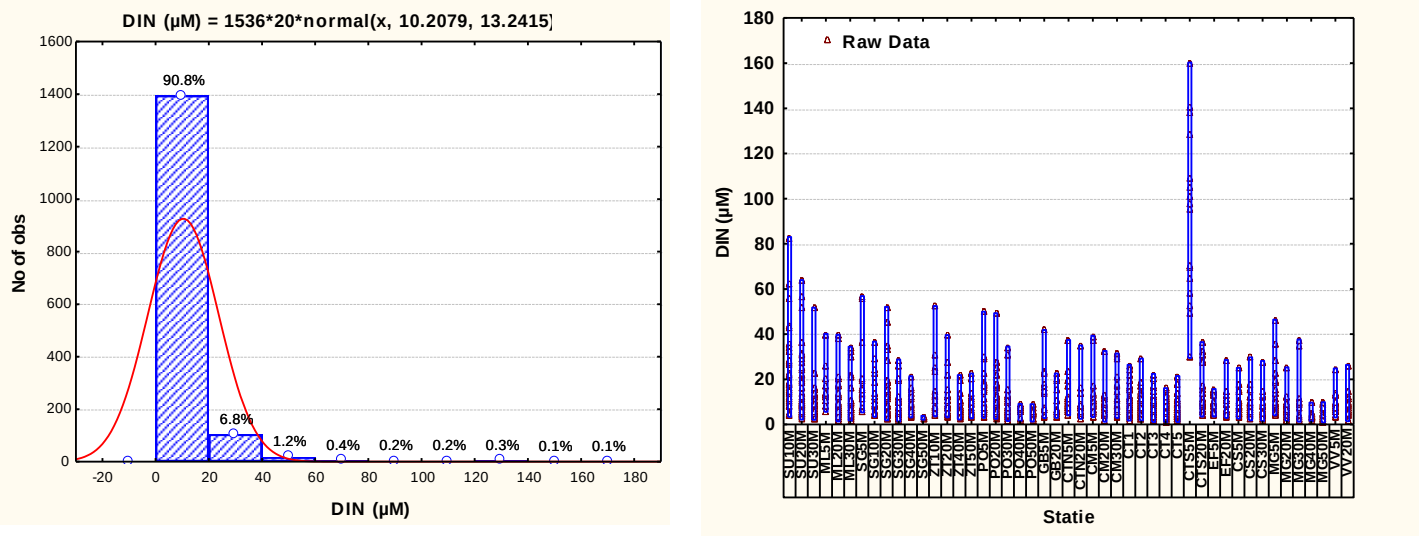
Conţinutul în fosfat anorganic dizolvat al apelor de suprafaţă de la litoralul românesc al Mării Negre este influenţat de aportul Dunării şi al staţiilor de epurare Constanţa Sud şi Mangalia, în care, sezonier şi punctiform, au concentraţii mai ridicate. În coloana de apă, variaţia sezonieră a DIP este datorată, în principal activităţii biologice din ecosistem, distribuţia verticală fiind caracterizată de două valori maxime: una mai mică, în stratul 0-20m şi cealaltă la interfaţa apă-sediment. Pe termen lung (1964-2011) se observă descreşterea concentraţiilor DIP, până la valori comparabile cu cele din anii ‘60, perioadă de referinţă pentru starea bună a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre. Aceste valori scăzute imprimă fosforului caracterul de element limitativ în proliferarea fitoplanctonică.

2.1.10.2 Distribuţia azotului anorganic dizolvat (DIN)

În ciuda stabilităţii chimice mari a azotului molecular, azotul din mare răspunde rapid activităţilor enzimatice şi de aceea poate apărea în oricare din cele 9 stări de oxidare diferite (NO) (de la -3 la +5). Azotul redus poate apărea ca amoniu, $(NH_4)^+$ (NO = -3) şi compuşi organici în formă dizolvată sau particulată. Aceste substanţe sunt în general produşi finali ai asimilării de către plantele sau bacteriile marine şi reprezintă aproximativ 35% din azotul total combinat din mare. Formele oxidate ale azotului marin sunt azotitul, $(NO_2)^-$ (NO = +3) şi azotatul, $(NO_3)^-$ (NO = +5), ultimul reprezentând cam 65% din formele azotului combinat. Întrucât azotul din azotaţi deţine starea finală de oxidare, se consideră că acesta poate apărea în mod natural numai ca urmare a proceselor oxidative, de aceea dominanţa formelor de azot anorganic depinde de potenţialul redox al apei deci de conţinutul în oxigen. Astfel, cu cât oxigenul este în cantităţi mai mari cu atât azotaţii vor reprezenta forma dominantă din apă. În plus, precipitaţiile atmosferice, drenajul continental şi migraţia animalelor marine care excretă compuşi cu azot reprezintă factori care joacă un rol important în furnizarea şi distribuţia azotului (Riley J.P., Skirrow G., 1965).

În prezenta evaluare concentraţiile DIN (azot anorganic dizolvat) reprezintă suma concentraţiilor formelor oxidate azotat şi azotit şi a formei reduse, amoniu.

Concentraţiile DIN (N=1536) sunt cuprinse între 1,14 - 160,04 µM (media 10,21 µM, mediana 6,70 µM, dev.std. 13,24 µM), distribuite normal, cu 90,8% dintre valori în intervalul 0 – 20 µM (Fig. 2.1-33 a). Valorile extreme se regăsesc, ca şi în cazul fosfaţilor, sezonier şi punctiform, în zona de influenţă a staţiei de epurare Constanţa Sud (Fig. 2.1-33 b)



(a) **(b)**

Fig. 2.1-33 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor DIN în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre

Distribuţia şi datele statistice ale fiecărei specii chimice contributoare la concentraţiile DIN se regăsesc în Tabel 2.1-8. Analiza acestor date evidenţiază aportul comparabil la concentraţiile DIN al formelor finale implicate în procesele redox, respectiv, azotaţi şi amoniu.

Tabel 2.1-8 Date statistice generale ale concentraţiilor (µM) speciilor anorganice ale azotului în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 2006-2011

	Min.	Max.	Media	Mediana	Dev.Std.
Azotaţi, $(NO_3)^-$	0,06	73,38	5,18	3,20	6,73
Azotiţi, $(NO_2)^-$	0,01	46,96	0,89	0,30	3,11
Amoniu, $(NH_4)^+$	0,07	150,31	4,15	2,16	9,42

În general, pe parcursul întregului an, concentraţiile medii evidenţiază valorile DIN cele mai ridicate în zona nordică, aflată sub directa influenţă a Dunării. Totuşi, în stratul de suprafaţă al mării apar variaţii sezoniere ca rezultat al activităţii biologice cu modificări mai pronunţate în apele costiere. Primăvara, izolinia de 18,00 µM marchează, la suprafaţa apei, frontul dintre apele tranzitorii marine şi cele costiere, aproximativ în dreptul staţiei Portiţa. Spre deosebire de fosfaţi, aportul fluvial de azot anorganic este mult mai bine conturat primăvara şi toamna, odată cu creşterea precipitaţiilor. Aceste concentraţii se reduc ca urmare a consumului biologic din primăvară (limitat totuşi de fosfor) iar vara, gradientul devine descrescător dinspre zona nordică către cea sudică. În zona costieră, vara, apare dominanţa formei amoniu provenită din descărcările staţiilor de epurare, descompunerile fitoplanctonului, excreţiile zooplanctonului şi peştilor, etc. Iarna, valorile medii ale concentraţiilor DIN sunt omogene de-a lungul întregului litoral şi destul de reduse (Fig. 2.1-34).

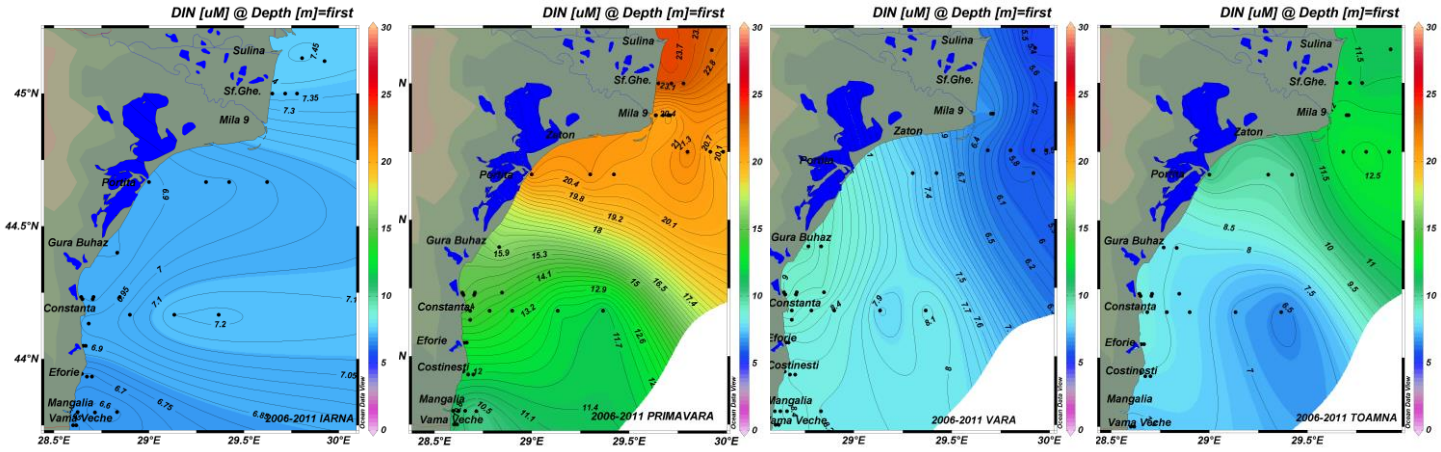


Fig. 2.1-34 Distribuţia spaţio-temporală DIN în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

În coloana de apă, variaţia DIN este datorată activităţii biologice şi fenomenelor fizico-chimice din ecosistem. Coloana de apă are două straturi evidente în zona de vest a Mării Negre, unde adâncimea maximă este de 50m, delimitate, indiferent de sezon, de izolinia de 2,0 µM, la adâncimea aproximativă de 25m. Concentraţiile cele mai ridicate se regăsesc primăvara în stratul superior, ca urmare a aportului fluvial şi costier dar şi a instalării termoclinei sezoniere. Consumul biologic specific primăverii face ca, la începutul verii, maximele stratului superior să nu se mai regăsească la suprafaţă ci în stratul 10-20m precum şi la adâncimi de peste 30m. Se evidenţiază astfel capacitatea de regenerare a azotului anorganic în stratul superior precum şi tendinţa de depunere în sedimente. Sfârşitul verii este caracterizat de întreruperea regenerării stocului de o a doua înflorire care conduce la concentraţii minime ale azotului anorganic în întreaga coloană de apă. În noiembrie, odată cu ruperea termoclinei, cu creşterea aportului în apele de suprafaţă şi cu începe regenerarea stocului de azot anorganic care continuă iarna (Fig. 2.1-35).

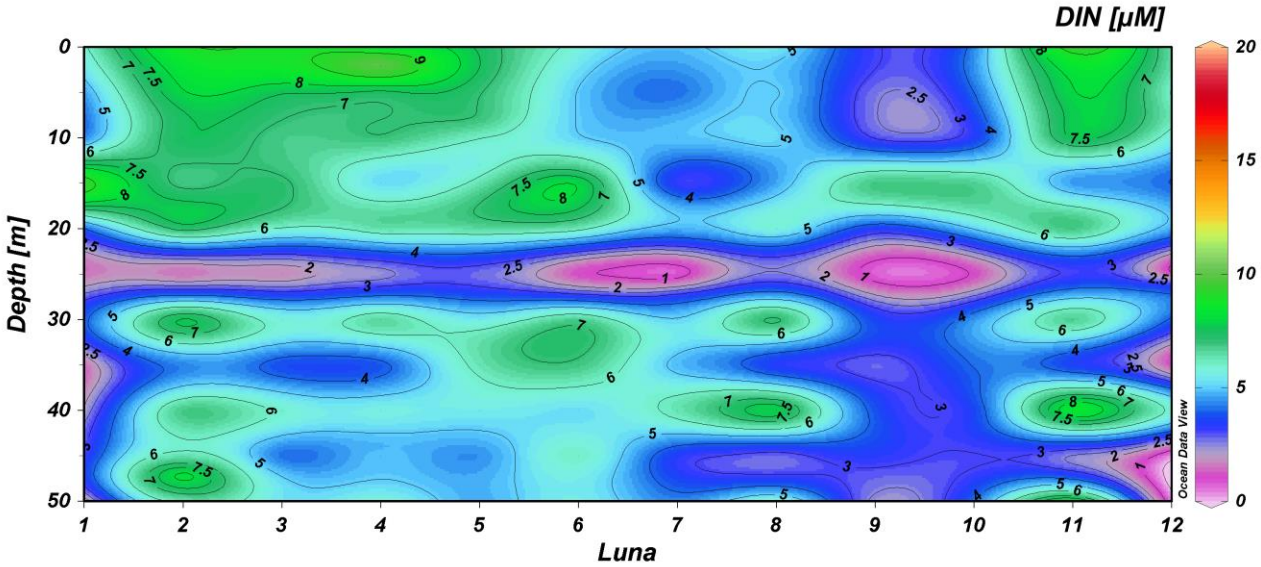


Fig. 2.1-35 Variaţia sezonieră a DIN în coloana de apă - medii lunare multianuale 1964-2011 - profilul Est Constanţa

Pe termen lung (1980-2011, N=3914), în general, se observă descreşterea concentraţiilor medii ale DIN, până la valori comparabile cu cele din anii 1991-1992, perioadă în care eutrofizarea apelor de la litoralul românesc al Mării Negre a început să scadă în intensitate. Se

observă totuşi că, în momentul de faţă, valorile DIN au un uşor trend crescător faţă de sfârşitul anilor ’90 când au atins minima 1995 (Fig. 2.1-36 a şi b).

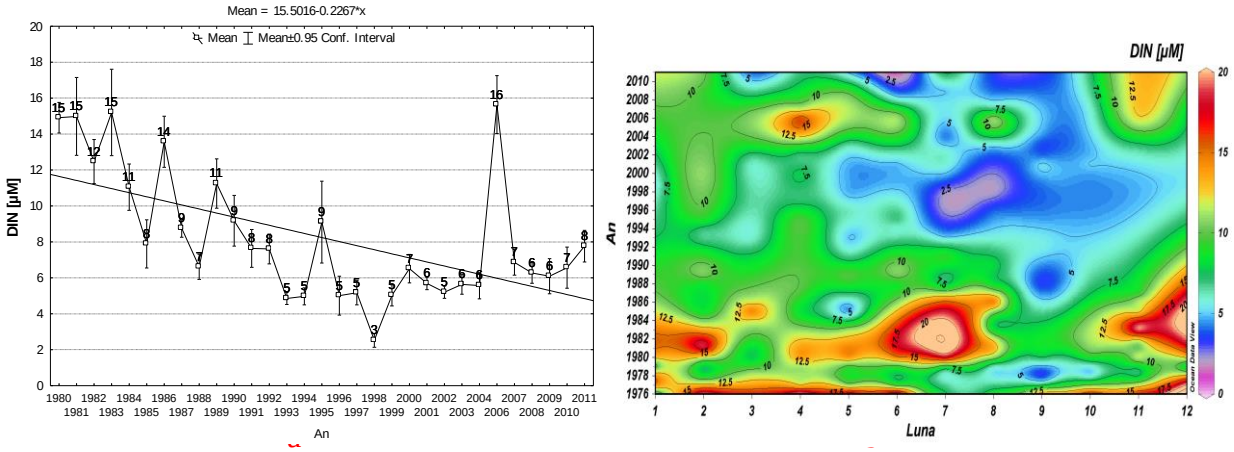


Fig. 2.1-36 Concentraţiile medii anuale (a) şi lunare (b) ale azotului anorganic dizolvat (DIN) in perioada 1964-2011 – profilul Est Constanţa

Concluzii

Conţinutul în azot anorganic dizolvat al apelor de suprafaţă de la litoralul românesc al Mării Negre este influenţat de aportul Dunării. Sezonier şi punctiform, staţiilor de epurare din apropierea marilor aglomerări urbane pot deţine concentraţii mai ridicate ale formei amoniu. În coloana de apă, variaţia sezonieră a DIN este datorată activităţii biologice din ecosistem şi fenomenelor fizico-chimice, distribuţia verticală fiind caracterizată, de două valori maxime: una la aproximativ 10m adâncime şi cealaltă în apropierea interfeţei apă-sediment. Pe termen lung (1980-2011), deşi în momentul de faţă se află intr-un trend uşor crescător, se observă descreşterea concentraţiilor DIN până la valori comparabile cu cele din anii 1991-1992, perioadă în care eutrofizarea apelor de la litoralul românesc al Mării Negre a început să scadă în intensitate.

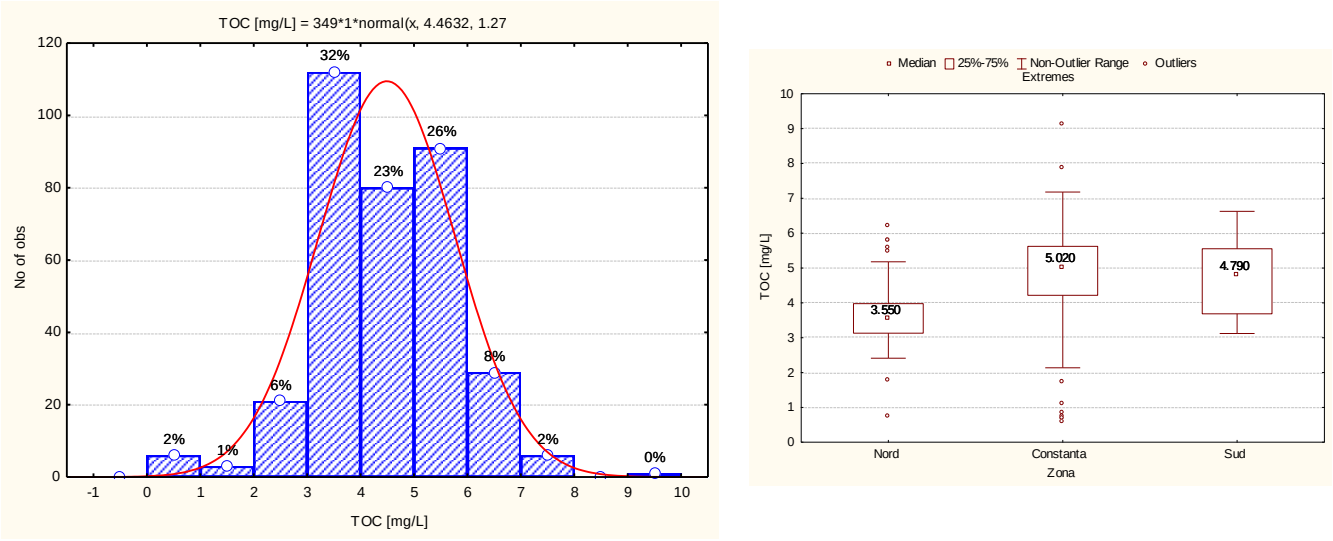
2.1.11 Repartiţia spaţio-temporală a carbonului organic total (TOC)

Substanţa organică din mare poate avea origine naturală, când este produsă de organisme vii (compuşii pot conţine toată gama produselor lor celulare, metabolice sau de descompunere) dar şi origine antropică (provenind din descărcări de hidrocarburi, pesticide, fertilizatori, surfactanti, solvenţi, etc. proveniţi din utilizarea directă, staţii de epurare ineficiente, accidente, transportul maritim, diverse exploatări, etc.). Una din particularităţile de mediu ale substanţei organice acvatice este aceea că este oxidată de către oxigen sau alţi agenţi oxidanţi din apă. Astfel ecosistemul poate fi sărăcit în oxigen ceea ce ar putea afecta negativ multe organisme acvatice, inclusiv peştii. O mărime ce caracterizează substanţa organică din mare este concentraţia carbonului organic total (TOC) atât dizolvat cât şi particulat care reprezintă cantitatea totală de carbon organic din apă.

Evaluarea s-a efectuat pe date achiziţionate în perioada 2006-2010 în cadrul programului naţional de monitoring pe o reţea alcătuită din 9 profile, 31 de staţii situate de-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, între Sulina şi Vama Veche, cu adâncimi până la 50m şi frecvenţă de prelevare şi acoperire spaţială mult mai redusă decât în cazul nutrienţilor. Lipsa datelor istorice, mai vechi de 2006, reprezintă un impediment în evaluarea tendinţelor pe termen lung.

2.1.11.1 Distribuţia spaţio-temporală a carbonului organic total

Concentraţiile TOC (N=350) sunt cuprinse între 0,58 – 9,12 mg/L (media 4,46 mg/L, mediana 4,54 mg/L, dev.std. 1,27 mg/L), distribuite normal, cu 87,0% dintre valori în intervalul 2,0 – 6,0 mg/L (Fig. 2.1-37 a). Mediile sunt mai mari în zona centrală (caracterizată şi de variabilitatea cea mai mare) urmată de zona sudică a litoralului românesc (Fig. 2.1-37 b).



(a) **(b)**

Fig. 2.1-37 Distribuţia valorilor (a) şi variabilitatea spaţială (b) a concentraţiilor TOC în apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre

Variabilitatea sezonieră a conţinutului de carbon organic total al apelor de suprafaţă este influenţată de producţia internă, respectiv compuşi de descompunere, metabolici sau celulari şi de aportul antropic. În general, carbonul organic total din apele de la litoralul românesc al Mării Negre provine din input autohton, fapt confirmat de creşteri ale concentraţiilor în perioade post-înflorire (corelarea negativă, semnificativă (N=13) cu clorofila a, r = - 0,54). Vara, gradientul crescător al concentraţiilor se conturează dinspre ţărm spre larg. Toamna, apele de suprafaţă sunt cele mai sărăcite în conţinut de carbon organic total (Fig. 2.1-38). Stocul de TOC se reface însă odată cu creşterea cantităţilor de precipitaţii iarna şi primăvara. Lipsa datelor nu permite delimitarea evidentă a unor surse costiere dar, episodic zona Constanţa, pare să fie influenţată de un aport mai crescut de TOC.

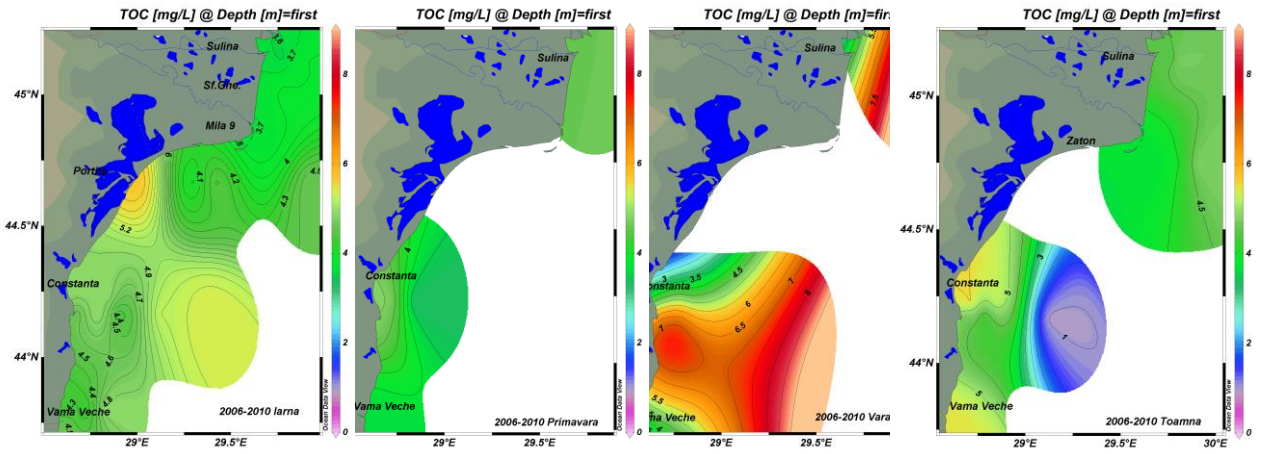


Fig. 2.1-38 Distribuţia spaţio-temporală TOC în apele marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre

Coloana de apă este cea mai omogenă iarna, odată cu intensificarea amestecării maselor de apă. Primăvara, se disting două straturi evidente, de concentraţii mai mari la adâncimile 0-

10m şi 40-50m. În stratul intermediar, 10-40m, concentraţiile mai scăzute se menţin şi vara chiar dacă delimitarea nu mai este la fel de evidentă. Concentraţiile ridicate de la interfaţa apă-sediment din primăvară şi vară contribuie la sedimentarea TOC şi la consumul de oxigen în procesele de descompunere. Toamna, concentraţiile TOC sunt minime pentru tot parcursul anului, în stratul 10-20m (Fig. 2.1-39).

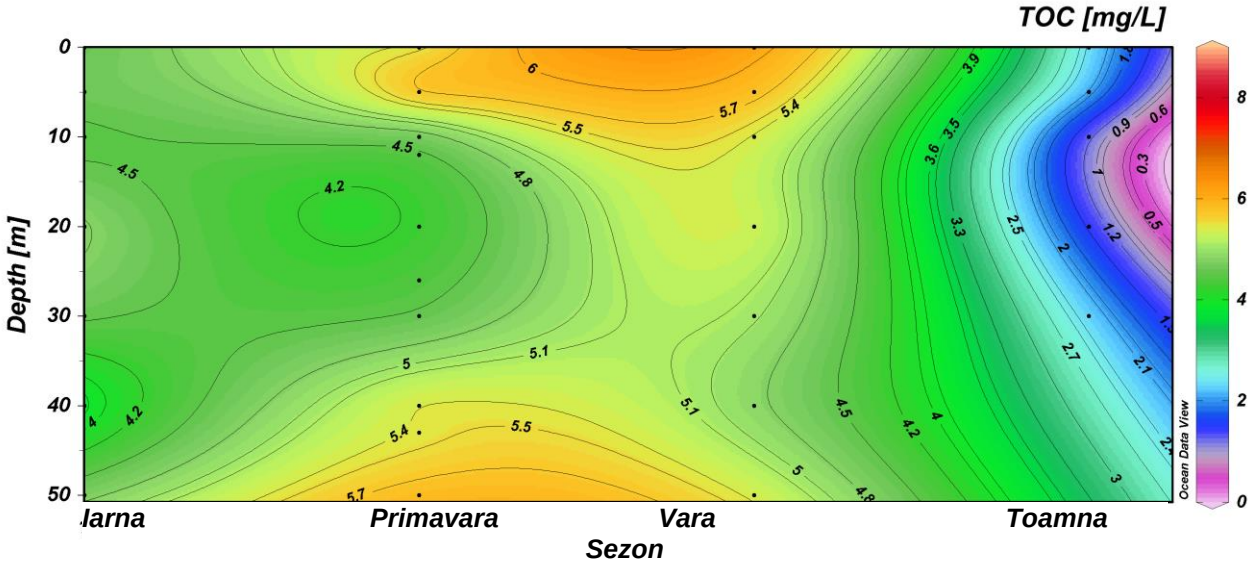
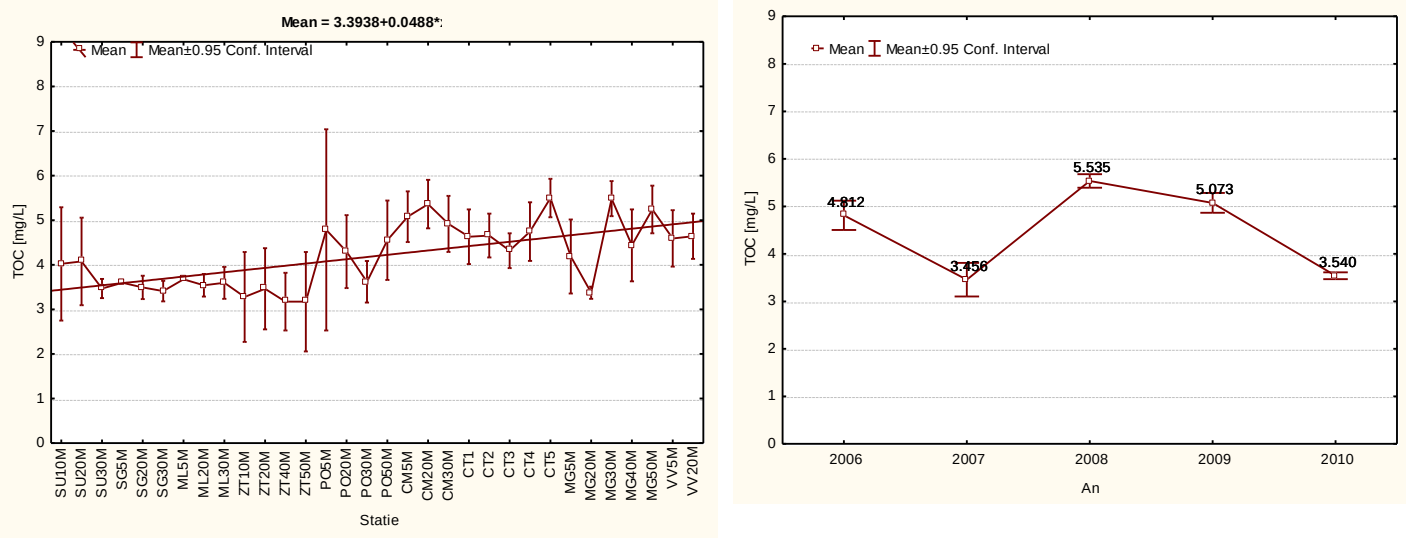


Fig. 2.1-39 Variaţia sezonieră a TOC în coloana de apă - medii sezoniere multianuale 2006-2010 - profilul Est Constanţa

Anual, concentraţiile medii de carbon organic total din apă au oscilat între 3,456-5,535 mg/L fără identificarea unui tendinţe anume. Spaţial, se observă o uşoară tendinţă de creştere înspre zona centrală şi sudică a litoralului, cu variabilitate maximă în zona Portiţa, la limita dintre apele tranzitorii marine şi cele costiere (Fig. 2.1-40 a şi b).



(a) **(b)**

Fig. 2.1-40 Variaţia spaţială (a) şi anuală (b) a TOC în apele de al litoralul românesc al Mării Negre, 2006-2010

Concluzii

Lipsa datelor privitoare la conţinutul în carbon organic total al apelor de suprafaţă de la litoralul românesc al Mării Negre nu a permis o evaluare completă. Totuşi, concentraţiile TOC sunt influenţate de producţia internă, respectiv compuşi de descompunere, metabolici sau celulari şi de aportul antropic. S-a identificat variabilitatea sezonieră cu concentraţii maxime vara şi minime toamna precum şi stratificarea coloanei de apă unde în sezonul cald apar două maxime: una în stratul de suprafaţă 0-10m şi una la interfaţa apă-sediment. Spaţial, se observă o tendinţă crescătoare a valorilor în zona centrală şi sudică.

2.1.12 Acidifierea (pH)

În ultimii 20 de ani, măsurătorile precise ale sistemului dioxid de carbon (CO_2) din apa de mare au devenit o prioritate pentru oamenii de ştiinţă pentru înţelegerea capacităţii de captare a CO_2 provenit din activităţile umane, de către oceane, distribuţia acestuia şi modificările compoziţiei chimice a apei de mare (European Commission, 2010). Dizolvarea CO_2 în apa de mare are loc cu formarea acidului carbonic şi eliberarea ionilor de hidrogen în soluţie. Are loc astfel o creştere a acidităţii şi, implicit o scădere a pH-ului. Astfel, schimbările asociate creşterii concentraţiilor CO_2 din apa de mare sunt menţionate adesea drept acidifierea oceanelor (European Commission, 2010). Procesul nu se încheie aici: ionii de hidrogen eliberaţi se combină cu ionii carbonat din apă $(CO_3)^{2-}$, formând ionii bicarbonat $(HCO_3)^-$. Carbonaţii, specii de bază în formarea cochiliilor, devin mai puţin disponibili pentru organismele marine (http://www.ocean-acidification.net/FAQacidity.html). Modificările CO_2 influenţate de procesele biologice poartă numele de „pompa biologică".

Având în vedere complexitatea fenomenelor, acidifierea se cuantifică pe baza mai multor parametri: pH, pCO2, ΣCO_2, TA - alcalinitate, etc. Lipsa datelor pentru aceşti parametri fac ca evaluarea iniţială a acidifierii apelor marine din zona românească a Mării Negre să facă referire numai la pH. pH-ul reprezintă o variabilă de bază în apa de mare întrucât multe proprietăţi, procese şi reacţii sunt dependente de acest parametru, ca de ex. modificări ale materiei particulate care influenţează adsorbţia metalelor grele şi altor specii chimice precum şi reacţiile de complexare, etc. În mod uzual, pH-ul este considerat a fi parte din sistemul CO_2 care furnizează speciile tampon. În ultimii ani măsurătorile de pH au devenit necesare pentru urmărirea modificărilor în sistemul CO_2 provenind din procesele biologice sau fizico-chimice (Grasshoff K., et. al.., 1999] (printre care şi acidifierea).

Evaluarea s-a efectuat pe date achiziţionate în perioada 2010-2011 în cadrul programului naţional de monitoring pe o reţea alcătuită din 36 de staţii situate de-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, între Sulina şi Vama Veche, cu adâncimi până la 50m, numai în sezonul cald, primăvara şi vara. În plus, s-au utilizat datele din staţia Cazino Mamaia, suprafaţă, medii lunare obţinute din măsurarea probelor zilnice prelevate în intervalul 2008-2011.

Distribuţia spaţio-temporală a pH-ului

Apele de la litoralul românesc al Mării Negre au avut pH-ul (N=169) cuprins între 7,37-8,58 (media 8,25, mediana 8,31, dev.std. 0,24), distribuită normal, cu 94% dintre valori în intervalul 8,0-8,6 (Fig. 2.1-41).

Spaţial, în sezonul cald, se remarcă un uşor gradient descrescător al pH-ului dinspre zona de influenţă directă a Dunării către zona sudică a litoralului, zone delimitate aproximativ de izolinia de 8,4.

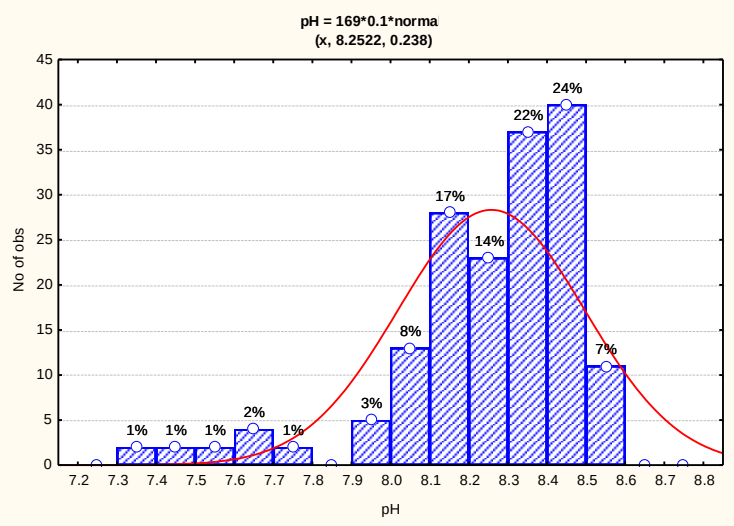


Fig. 2.1-41 Distribuţia valorilor pH-ului apelor de la litoralul românesc al Mării Negre

Consumul fotosintetic de CO_2, accentuat în sezonul cald, conduce la scăderea concentraţiilor de CO_2 din apă şi, implicit, la creşterea pH-ului. Rolul fertilizator al CO_2 este confirmat şi de corelarea semnificativă cu conţinutul de oxigen dizolvat (r = 0,41), produs în înfloririle fitoplanctonice. Corelarea semnificativă cu temperatura (r = 0,35) în apele de suprafaţă reprezintă de asemenea un răspuns al pH-ului la variaţiile concentraţiilor de CO_2, a cărui solubilitate este direct proporţională cu temperatura. Apele mai calde vor conţine astfel cantităţi mai mici de CO_2 şi vor avea un pH mai mare. Cea mai bună corelare, semnificativă, s-a observat (r = -0,76), cu conţinutul de silicaţi al apelor. Creşterea pH-ului pe seama scăderii conţinutului de silicaţi, se datorează, pe de o parte, prezenţei ionilor de hidrogen din acidul ortosilicic, H_4SiO_4, dar şi înfloririlor diatomeelor, organisme care asimilează siliciu în structuri celulare (Fig. 2.1-42).

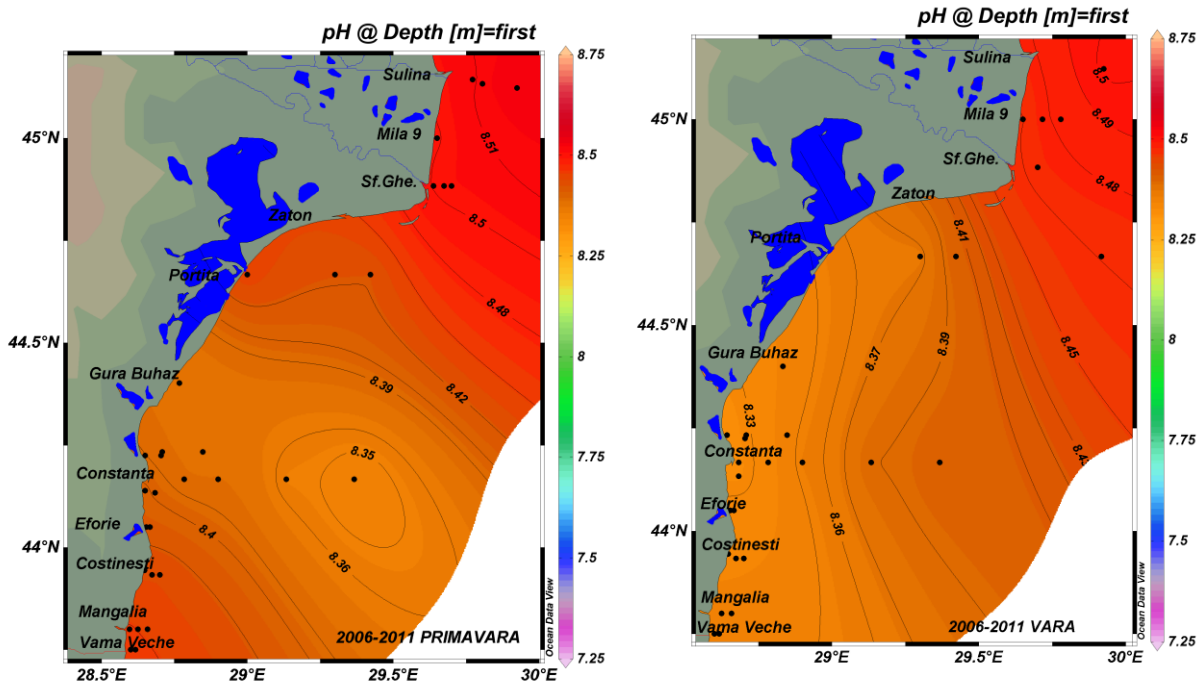


Fig. 2.1-42 Distribuţia spaţială a pH-ului apelor marine de suprafaţă – litoralul românesc al Mării Negre - primăvara-vara

În coloana de apă pH-ul urmează gradientul descrescător cu adâncimea cu variaţii mai importante în zonele mai apropiate de ţărm. Stratul fotosintetic, 0-10m este separat de izolinia de 8,1 în zonele de mică adâncime şi de cea de 8,3 în zonele de larg, de stratul cu adâncimi mai mari, respectiv 10-50m. Valoarea maximă de pH, din stratul 0-10m, apare ca urmare a consumului fotosintetic de CO_2. Odată cu scăderea concentraţiilor de CO_2, se formează mai puţin acid carbonic şi, în consecinţă concentraţia ionilor de hidrogen este mai redusă. La adâncimi între 10-40m, au loc procese precum descompunerea substanţei organice în prezenţa oxigenului şi nitrificarea (oxidare amoniului în formele nitrit şi apoi nitrat), producătoare de ioni de hidrogen (pH-ul scade) (Fig. 2.1-43).

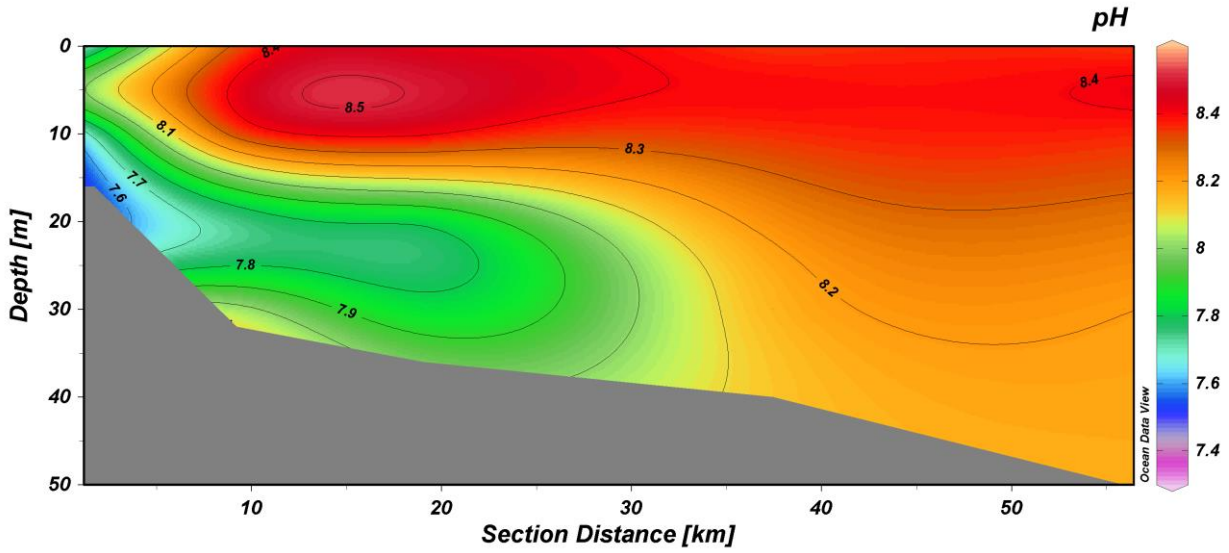


Fig. 2.1-43 Distribuţia pH-ului în coloana de apă – primăvară-vară 2010-2011, Est Constanţa

La Cazino Mamaia, deşi anual (2008-2011) valorile medii lunare scad, nu se poate identifica încă o tendinţă de evoluţie a pH-ului. Totuşi, sezonier, valorile cele mai scăzute se observă odată cu scăderea temperaturilor apei, în perioada noiembrie – februarie. Acest lucru coincide atât cu creşterea solubilităţii CO_2 în apă cât şi cu lipsa fenomenelor de înflorire. Din primăvară, odată cu consumul fotosintetic de CO_2, pH-ul creşte şi atinge valori maxime în luna august (Fig. 2.1-44).

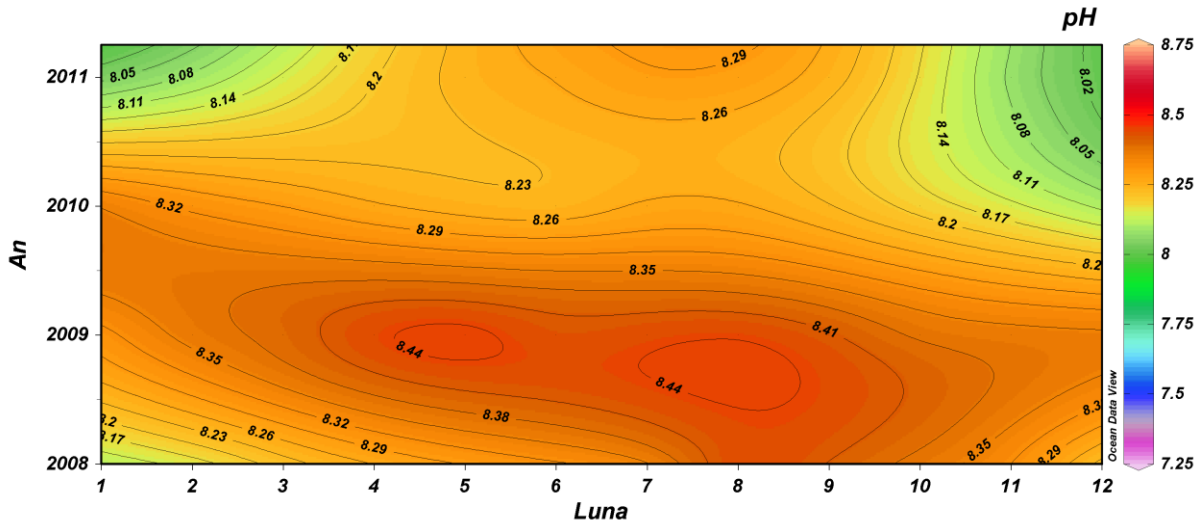


Fig. 2.1-44 Distribuţia anuală a pH-ului mediu lunar, 2008-2011 – staţia Cazino Mamaia

Concluzii

pH-ul apelor de la litoralul românesc al Mării Negre variază în domeniul 7,37 – 8,58 sub influenţa proceselor biologice mai intense în zona costieră, în stratul 0-10m şi a fenomenelor fizico-chimice. Valorile maxime se regăsesc în zona aflată sub directa influenţă a Dunării. Temporal, se observă predominant două sezoane: cel rece (noiembrie-martie) în care valorile sunt cele mai scăzute şi cel cald (aprilie – octombrie) în care pH-ul atinge valori maxime.

2.2 Habitate

Tipuri de habitate	- Tipuri de habitate dominante ale sedimentelor marine și ale coloanei de apă cu descrierea caracteristicilor fizice și chimice, cum sunt adâncimea, regimul de temperatură al apei, circulația curenților și a altor mase de apă, salinitatea, structura și compoziția substraturilor sedimentelor marine;
	- Identificarea și cartografierea tipurilor de habitat speciale, în special a celor recunoscute sau identificate de către legislația comunitară (Directivele „Habitate" și „Păsări") sau de către convențiile internaționale ca prezentând un interes special din punct de vedere științific sau al biodiversității;
	- Habitate din zonele care merită o atenție specială datorită caracteristicilor, localizării sau importanței strategice a acestora. Este vorba de zone supuse la presiuni extreme sau specifice sau de zone care necesită un regim de protecție special.

Introducere

Impactul societăţii moderne asupra habitatelor costiere este, probabil, fără precedent şi continuă să crească, atât la nivel spaţial, precum şi ca intensitate, deoarece populaţiile din zonele de coastă sunt de aşteptat să crească, la fel ca şi impactul activităţilor economice şi al urbanizării asupra mediului costier şi a mării aferente (Nicholls&Klein, 2004, Turner, 2004). Aceste evoluţii prevăzute nu se limitează în niciun caz la zona costieră. Ele au condus la emiterea Directivei Habitate (92/43/CEE) de către Comunitatea Europeană, un cadru juridic la nivelul Comunităţii Europene, care este în prezent în curs de implementare. Astfel se contribuie la asigurarea biodiversităţii prin conservarea habitatelor naturale, precum şi a florei şi faunei salbatice de pe teritoriul Romaniei, ca ţară membră a Uniunii Europene. Conform acestei Directive, se constituie o reţea ecologică europeană coerentă de zone de conservare, sub numele "Natura 2000" (compusă din situri care adăpostesc tipuri de habitate naturale ce figurează în Anexa I şi din habitate ale speciilor din Anexa II); aceasta va asigura menţinerea, sau dacă este cazul, restaurarea tipurilor de habitate naturale şi a habitatelor speciilor la o stare de conservare favorabilă, pe cuprinsul ariilor de răspândire naturală.

Din acest punct de vedere, litoralul românesc se compune dintr-un adevărat "mozaic" de habitate, incluse într-o reţea de arii protejate la nivel naţional, foarte bine organizată şi reprezentativă pentru toate tipurile de zone protejate (inclusiv costiere si marine).

Cartarea habitatelor bentonice este un instrument important, esenţial pentru evaluarea resurselor marine, necesară în managementul costier şi analiza ecologică. Există o legătură strânsă între managementul şi analiza ecologică, principala diferenţă constând în scara spaţială şi detalii, care sunt, totuşi, puternic legate. Cartarea fundului mării îmbunătăţeşte înţelegerea noastră a dinamicii ecosistemului şi a relaţiilor dintre biotă şi habitate. În lipsa acestor detalii referitoare la natura şi starea fundului mării, managerii sunt slab pregătiţi pentru a lua deciziile privind efectele a diverse activităţi asupra habitatelor marine. Evaluarea şi monitorizarea ecosistemelor marine depinde de capacitatea de cartografiere a habitatelor subacvatice şi de înţelegere a interacţiunilor dintre nevertebrate şi faună, în general, şi de a asigura protecţia habitatelor importante pentru fiecare etapă a ciclului de viaţă al organismelor marine. În condiţiile în care biodiversitatea poate fi redată prin intermediul hărţilor habitatelor, managerii vor putea mult mai uşor să protejeze acele zone importante pentru păstrarea funcţionalităţii ecosistemelor.

2.2.1 Sisteme de clasificări ale habitatelor marine

Directiva Habitate identifică habitatele naturale şi semi-naturale care au prioritate de conservare. Se evită posibila confuzie cu privire la delimitarea habitatelor specifice în tranziţie treptată şi pe scară şi ca extindere spaţială printr-o definiţie generică, coroborate cu o listă clară de tipuri de habitate bine-definite în anexele sale. Definiţia din directivă este următoarea: "*habitate naturale înseamnă areale terestre sau acvatice care se disting prin caracteristici geografice, abiotice şi biotice, indiferent dacă sunt în întregime naturale sau semi-naturale*" (92/43/CEE).

EUNIS (Sistemul European de Informaţii referitoare la Natură al Agenţiei Europene de Mediu - AEM) oferă o definiţie diferită, mai exactă: „*Comunităţi de plante şi animale ca elemente caracteristice ale mediului biotic, împreună cu factorii abiotici (sol, climă, resursele de apă şi calitatea acestora şi altele), care funcţionează împreună la un anumit nivel*". Există numeroase lucrări referitoare la definiţia termenului de „habitat" şi a conceptelor conexe, precum ecotop sau biotop (Klijn, 1994). Moss & Wyatt (1994) tratează termenii de biotop şi ecotop ca sinonime într-o lucrare ce descrie demersul CORINE de a crea o clasificare a habitatelor şi o bază de date armonizate la nivel european. Această clasificare CORINE este în prezent urmată de clasificarea habitatelor EUNIS, care este mult mai cuprinzătoare.

Reţeaua Ecologică Natura 2000 include Arii Speciale de Protecţie (SPA) clasificate în conformitate cu Directiva Păsări şi Situri de Importanţă Comunitară (SCI), desemnate în conformitate cu Directiva Habitate.

În conformitate cu Directiva Păsări, la litoralul românesc, a fost desemnat situl ROSPA0076 Marea Neagră (până la izobata de 20 m). Responsabilitatea de a propune Situri de Importanţă Comunitară în conformitate cu Directiva Habitate (SCI) a revenit României în calitate de membră UE. Astfel, următoarele SCI-uri marine au fost desemnate la litoralul românesc: ROSCI0269 - Vama Veche - 2 Mai, ROSCI0094 - Izvoarele sulfuroase submarine de la Mangalia, ROSCI0197 - Plaja submersă Eforie Nord - Eforie Sud, ROSCI0273 - Zona marină de la Capul Tuzla, ROSCI0237 - Structurile submarine metanogene de la Sfântu Gheorghe şi ROSCI0066 - Delta Dunării - zona marină. In anul 2011, încă două SCI-uri marine au fost desemnate, anume ROSCI0281 – Cap Aurora şi ROSCI0293 - Costineşti – 23 August. Dacă în aceste ultime două situri investigaţii detaliate nu au fost încă realizate, pentru primele amintite există informaţii destul de detaliate referitoare la prezenţa şi distribuţia în sit a habitatelor marine de interes european, precum şi referitoare la prezenţa unor specii de interes naţional sau regional. Descrierea succintă a fiecărui SCI, precum şi a elementelor caracteristice este detaliată în cele ce urmează.

Numărul de habitate de interes comunitar (definite în Directiva Habitate – 92/43/EEC) a fost evaluat la 8 tipuri cu 28 de subtipuri (Zaharia *et al*., 2011):

- bancuri de nisip submerse de mică adâncime,
- estuare,
- suprafeţe de nisip şi mâl descoperite la maree joasă,
- lagune costiere,
- braţe de mare şi golfuri puţin adânci,
- recifi,
- structuri submarine create de emisiile de gaze,
- peşteri marine total sau parţial submerse,

În 2008 au fost descoperite două noi subtipuri de habitate cu importanţă comunitară, ambele cu valoare conservativă mare: 1110-8 şi 1110-9. În general, suprafeţele reprezentate de aceste habitate de interes comunitar ocupă zone izolate de câteva zeci de km^2. Valoare conservativă mare şi foarte mare o au tipurile şi subtipurile prezentate în ceea ce urmează.

2.2.2 Tipurile de habitate Natura 2000

2.2.2.1 Situl ROSCI0269 Vama Veche - 2 Mai

În cadrul sitului ROSCI0269 (5.272 ha), au fost identificate 3 tipuri de habitate prioritare (1110, 1140, 1170), cu 17 sub-tipuri, a căror distribuţie a fost stabilită prin cartare in teren cu ajutorul scafandrului autonom. Ultimele expediţii pe teren au permis localizarea unor câmpuri izolate de *Cystoseira barbata* şi *Corallina officinalis.* Transpunerea în format GIS a permis calcularea întregii suprafaţe acoperite de fiecare tip de habitat. Tipul dominant în cadrul sitului este reprezentat de habitatul 1170 - Recifi, ocupând 3.670 ha (respectiv 69,71% din întreaga suprafaţă a sitului) (Fig. 2.2-1**)**, distribuit într-o manieră neuniformă pe suprafaţa sitului:

- În partea estică (aproape jumătate din suprafaţa sitului), este localizat sub-tipul 1170-2 Recifi biogenici de *Mytilus galloprovincialis* (pe o suprafaţă de circa 2.500 ha, reprezentând jumătate din situl Natura 2000 - 47,42%);
- În părţile de nord-vest şi sud-vest, sunt localizate alte sub-tipuri, şi anume 1170-8 Stânca infralitorală cu alge fotofile şi 1170-9 Stânca infralitorală cu *Mytilus galloprovincialis*, pe o suprafaţă extinsă din sit (circa 1.670 ha)

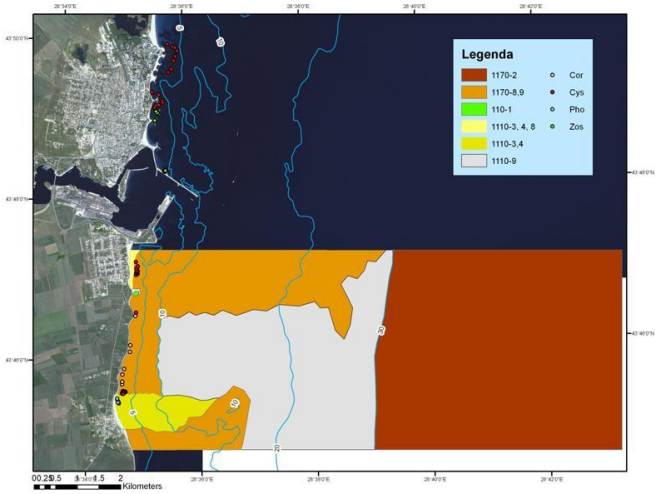


Fig. 2.2-1 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0269 Vama Veche - 2 Mai

De asemenea, se întâlnesc câmpuri de *Cystoseira barbata* şi *Corallina officinalis* şi Bancuri de argilă tare infralitorală cu *Pholadidae*. Următorul ca dominanţă este tipul 1110 - Bancuri de nisip permanent submerse la mică adâncime (cu 5 sub-tipuri), ocupând circa 1.590 ha, în apropierea ţărmului. Se întâlnesc, de asemenea, şi câmpuri de *Zostera*, reprezentate de sub-tipul de habitat 1110-1 - Nisipuri fine, curate sau uşor mâloase cu *Zostera*, care, în ciuda faptului că acoperă o suprafaţă redusă (circa 1 ha), sunt dovada incontestabilă că ecosistemul marin de la litoralul românesc se află în plin proces de recuperare. Cea mai mare suprafaţă este acoperită de sub-tipul 1140 - Bancuri de nisip şi mâl descoperite la maree joasă (circa 1,68 ha - doar 0,03% din întreaga suprafaţă a sitului), dat fiind că, în condiţiile de maree extrem de redusă de la Marea Neagră (amplitudinea mareelor este de 0,3 m), acest habitat este limitat la supralitoralul şi mediolitoralul plajelor nisipoase (Nita et al., 2012).

2.2.2.2 Situl ROSCI0094 Izvoarele sulfuroase de la Mangalia

În cadrul sitului ROSCI0094 (362 ha), au fost identificate 3 tipuri de habitate prioritare (1110, 1140 şi 1170), cu 20 sub-tipuri. Transpunerea în format GIS a permis calcularea suprafeţelor ocupate de fiecare tip de habitat. Suprafaţa dominantă este reprezentată de tipul 1170 - Recifi (cu 4 sub-tipuri), localizat în partea centrală şi estică a sitului (circa 210 ha, respectiv 58% din sit), cu o dominanţă a sub-tipurilor 1170-8 Stânca infralitorală cu alge fotofile şi 1170-9 Stânca infralitorală cu *Mytilus galloprovincialis.* Trebuie remarcată prezenţa câmpului de *Cystoseira barbata,* specia dominantă în cadrul sub-tipului de habitat 1170-8 Stânca infralitorală cu alge fotofile, în apropierea malului nordic al sitului, pe o suprafaţă relativ mare (circa 7,3 ha), cu toate acestea reprezentând doar 2% din întregul sit (Fig. 2.2-2**)**. Tipul de habitat 1110 - Bancuri de nisip permanent submerse de mică adâncime (cu 6 sub-tipuri) este dominat de sub-tipul 1110-3 Nisipuri fine de mică adâncime, în apropierea ţărmului, în partea centrală şi cea sudică, pe o suprafaţă ce acoperă circa 42 ha (respectiv 11,60% din înreaga suprafaţă a sitului). Sub-tipul 1110-1 - Nisipuri fine, curate sau uşor mâloase cu *Zostera* este, de asemenea prezent aici şi, ca şi în situl precedent, ocupă o suprafaţă extrem de redusă (0,2 ha), dar este în continuă creştere, în sprijinul tendinţei de refacere a ecosistemului marin de la litoralul românesc. Sub-tipul Bancuri de nisip şi mâl descoperite la maree joasă acoperă o suprafaţă mică în cadrul acestui sit, însă mult mai mare decât în precedentul (circa 15 ha, respectiv 4% din suprafaţa sitului), acest habitat fiind caracteristic sectorului nordic al litoralului românesc.

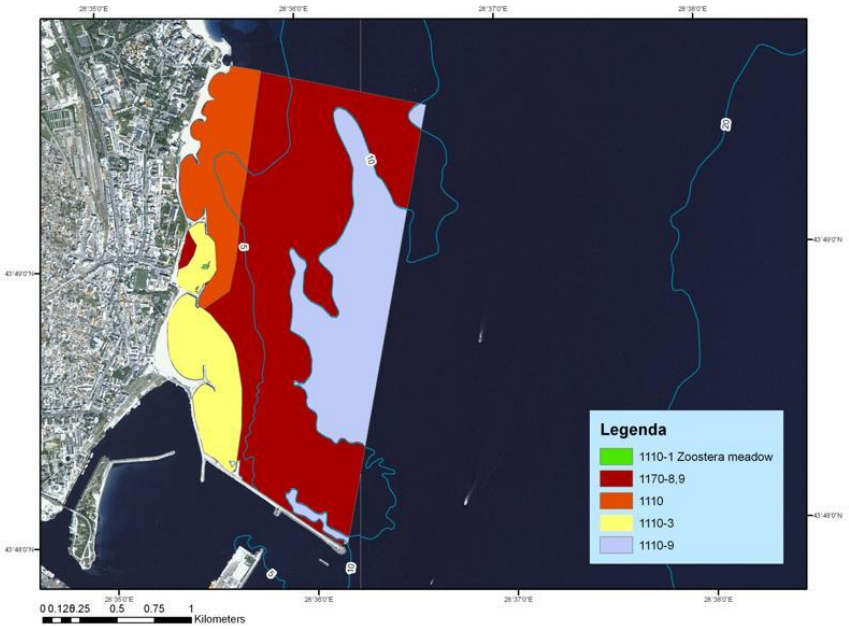


Fig. 2.2-2 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0094 Izvoarele sulfuroase de la Mangalia

2.2.2.3 Situl ROSCI0273 Zona marină de la Capul Tuzla

În cadrul sitului ROSCI0273 (1.738 ha), au fost identificate 4 tipuri de habitate prioritare (1110, 1140, 1170 and 8330), cu 16 sub-tipuri. Transpunerea în format GIS a permis calcularea suprafeţelor ocupate de fiecare tip de habitat. Suprafaţa dominantă este reprezentată de tipul 1170 - Recifi (cu 8 sub-tipuri), în partea centrală şi cea estică a sitului (circa 80%), urmat de tipul 1110 - Bancuri de nisip permanent submerse de mică adâncime (cu 5 sub-tipuri), localizat în apropierea ţărmului (circa 18%) (Fig. 2.2-3**)**. Celelalte tipuri ocupă suprafeţe reduse, tipul 1140 -

Bancuri de nisip şi mâl descoperite la maree joasă fiind localizat de-a lungul ţărmului în partea sudică a sitului.

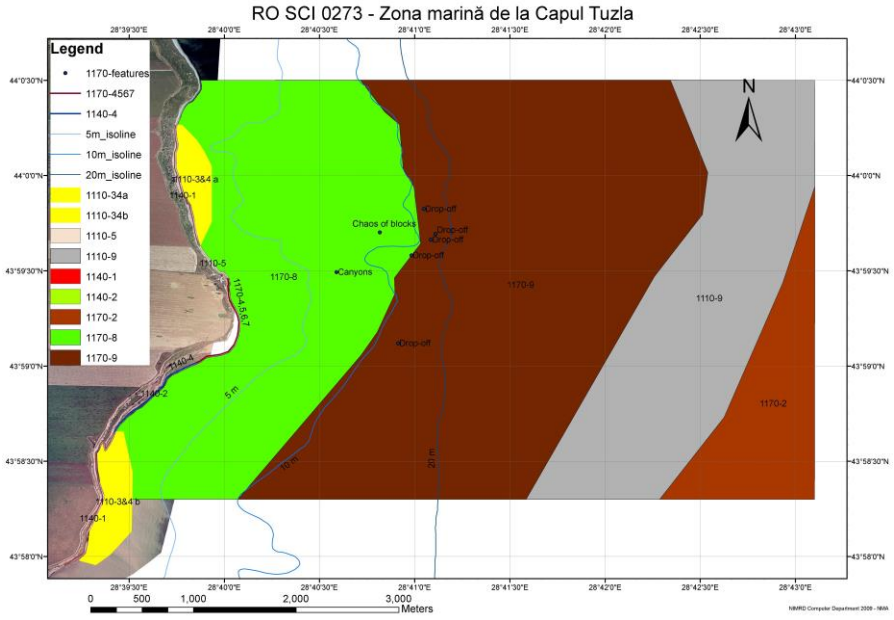


Fig. 2.2-3 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0273 Zona marină de la Capul Tuzla

2.2.2.4 Situl ROSCI0197 Plaja submersă Eforie Nord - Eforie Sud

În cadrul sitului ROSCI0197 (141 ha), au fost identificate 3 tipuri de habitate prioritare, cu 6 sub-tipuri. Zona dominantă este reprezentată de tipul 1110 - Bancuri de nisip permanent submerse de mică adâncime (cu doar două sub-tipuri), ocupând circa 73% din suprafaţa sitului. În partea de sud-est a sitului, la adâncimi de maximum 10 m, o suprafaţă de circa 25% din sit este ocupată de sub-tipul 1170 - 9: Stânca infralitorală cu *Mytilus galloprovincialis*, cu un rol ecologic extrem de important, datorită capacităţii de biofiltrare a midiilor (Fig. 2.2-4**)**. Fauna este diversificată, cuprinzând numeroase specii de spongieri, hidrozoare, polichete, moluşte, crustacee şi peşti, caracteristice pentru acest habitat, unele dintre ele fiind rare sau protejate.

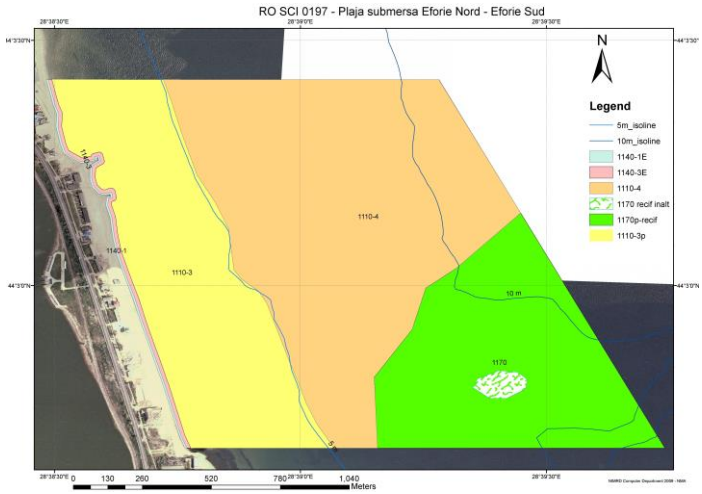


Fig. 2.2-4 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0197 Plaja submersă Eforie Nord - Eforie Sud

2.2.2.5 Situl ROSCI0237 Structuri submarine metanogene Sf. Gheorghe

În situl ROSCI0237 au fost identificate 3 tipuri de habitate prioritare (1110, 1170 şi 1180), cu 4 sub-tipuri, a căror distribuţie spaţială a fost stabilită în această fază prin explorare subacvatică. Transpunerea în format GIS a permis calcularea suprafeţelor ocupate de fiecare tip de habitat în parte.

Tipul dominant ca suprafaţă în sit este reprezentat de habitatul 1110 - Bancuri de nisip submerse de mică adâncime (cu 2 sub-tipuri), cu 52,72 km^2 (adică 86% din întreaga suprafaţă a sitului):

- În partea vestică, pe aproape două treimi din suprafaţa sitului, se află sub-tipul 1110-9 - Nisipuri mâloase şi mâluri nisipoase bioturbate de *Upogebia* (pe o suprafaţă de 37,8 km^2, 62% din sit). În jumătatea dinspre vest, sedimentele sunt reprezentate de nisip cu *ripples* (dune) având lungimea de undă λ= 2-3 m şi înălţimea h = 0.5 m.
- În continuare spre est se află sub-tipul 1110-2 Dune hidraulice din nisipuri medii, pe o suprafaţă mai mică (14,9 km^2, 24% din sit). De la mijlocul sitului (38 m adâncime) spre E apare un brâu de nisip foarte curat, cu *ripples* care iau proporţii de dune hidraulice (λ=15-20 m, h=1-3 m). Privite la scară mare, dunele nu sunt paralele, ci împletite ca o frânghie, denotând o intensitate mare a curenţilor. Probabil pe aici curge curentul principal N-S.

Dincolo de brâul de dune (39 m adâncime), structura sedimentelor se schimbă, trecând la mâl fin cenuşiu fără *ripples*. Aici apar şi bancurile de midii (sub-tipul 1170-2 Recifi biogenici de *Mytilus galloprovincialis*, cu 8,5 km^2, 14% din sit) structurate în linii neregulate relativ paralele între ele şi perpendiculare pe curentul principal, intercalate cu fâşii de mâl fără midii. Acestea continuă până în extremitatea estică a sitului (Fig. 2.2-5**)**.

Datorită caracterului său insular, sub-tipul 1180-1 Structuri de carbonat formate în jurul emisiilor active de metan (bubbling reefs) ocupă cea mai redusă suprafaţă (0,0005 km^2), însă are o distribuţie fragmentară care acoperă tot situl.

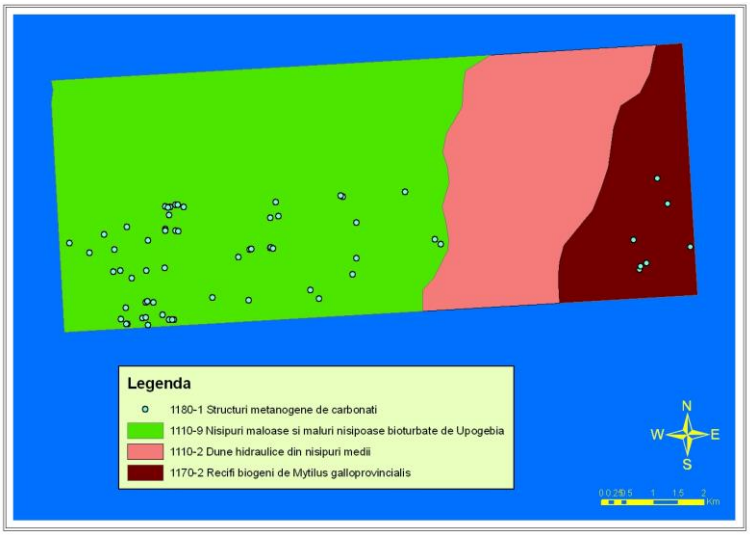


Fig. 2.2-5 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0237 Structuri submarine metanogene Sf. Gheorghe

2.2.2.6 Situl ROSCI0066 Delta Dunării - zona marină

Acest sit are şi statutul de arie naturală protejată în reţeaua naţională, sit Ramsar, sit UNESCO şi corespunde cu unitatea geografică a rezervaţiei RBDD - zona costieră a Mării Negre, de la vărsarea Dunării - braţul Chilia, până la capul Midia, spre sud, şi până la izobata de 20 m, spre est.

La vărsarea Dunării în Marea Neagră s-au întrunit cel puţin patru condiţii care favorizează formarea deltelor şi anume:

- existenţa vechiului estuar al Dunării (golful limanic începând de la Tulcea), de formă aproximativ triunghiulară, pe platforma continentală (şelful), care are adâncimi de câţiva metri la ţărm şi se adânceşte treptat spre povârnişul continental până la 180 - 200 m pe o distanţă de 180 km;
- amplitudinea mică a mareelor, între 9 - 11 cm;
- curenţii litorali care aduc material aluvionar din nord-est şi îl blochează pe cel dunărean, barând golfurile;
- cantitatea apreciabilă de aluviuni transportate de Dunăre.

Rezervaţia Biosferei Delta Dunării are o administraţie proprie care, potrivit Legii nr. 82/1993, are ca obiective principale gestionarea ecologică a teritoriului rezervaţiei, conservarea şi protejarea patrimoniului natural cu valoare ştiinţifică deosebită şi promovarea utilizării durabile a resurselor productivităţii ecosistemelor naturale, reconstrucţia ecologică a unor habitate deteriorate prin amenajările realizate înainte de 1989.

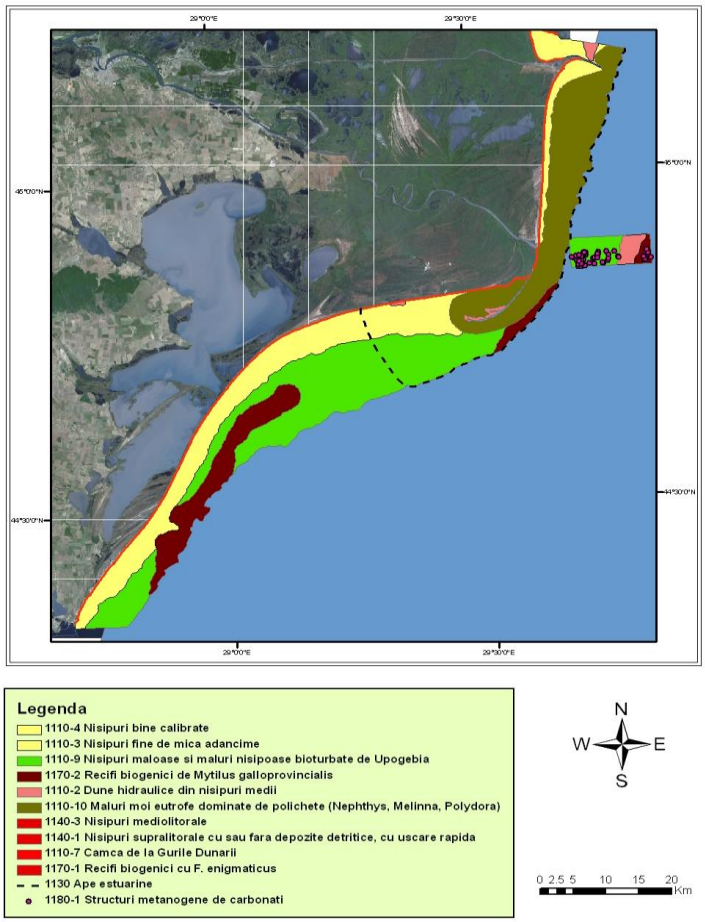


Fig. 2.2-6 Distribuţia habitatelor marine Natura 2000 în ROSCI0066 Delta Dunării - zona marină

În sit sunt prezente 11 subtipuri elementare aparţinând la 4 habitate prioritare (1110, 1130, 1140, 1170) a căror distribuţie spaţială a fost stabilită în faza anterioară. Transpunerea în format GIS (Fig. 2.2-6) a permis calcularea suprafeţelor ocupate de fiecare tip de habitat în parte.

Tipul dominant ca suprafaţă în sit este reprezentat de habitatul 1110 - Bancuri de nisip submerse de mică adâncime (cu 6 sub-tipuri), acoperind 1.131,3 km^2 (adică 87% din întreaga suprafaţă a sitului).

2.3 Caracteristici biologice ale comunităților pelagiale și bentale

Analiza caracteristicilor apelor marine românești s-a făcut în conformitate cu **Tabelul 1 – Caracteristici** a **Anexei III - Lista orientativă de caracteristici, presiuni şi impacturi** a DCSM.

Caracteristici biologice	Descrierea comunităților biologice asociate habitatelor dominante a sedimentelor marine și a coloanei de apă: această descriere trebuie să conțină informații asupra comunităților de fitoplancton și de zooplancton, inclusiv speciile și variabilitatea sezonieră și geografică
	Informații asupra angiospermelor, macroalgelor și faunei nevertebrate bentice, inclusiv compoziția taxonomică, biomasa și variabilitatea anuală/sezonieră
	Informații asupra structurii populației ihtiologice, inclusiv abundența, răspândirea și structura vârstă/mărime a populațiilor
	Descrierea dinamicii populațiilor, a zonei de răspândire naturală și reală și a stării speciilor de mamifere și de reptile marine prezente în regiunea/subregiunea marină
	Descrierea dinamicii populațiilor, a zonei de răspândire naturală și reală și a statutului speciilor de păsări marine prezente în regiunea/subregiunea marină
	Descrierea dinamicii populațiilor, a zonei de răspândire naturală și reală și a statutului altor specii prezente în regiunea/subregiunea marină care intră în legislația comunitară sau în alte acorduri internaționale
	Un inventar al speciilor neindigene, exotice privind evoluția temporală, abundența și răspândirea spațială a acestora sau dacă este cazul, a formelor genetice distincte de specii indigene prezente în regiunea/subregiunea marină

2.3.1 Comunitatea fitoplanctonică

2.3.1.1 Diversitatea fitoplanctonică

Pe termen lung, numărul total de specii microalgale este foarte diferită de la o perioadă la alta, demonstrând o tendinţă de creştere. De exemplu, în intervalul 1960-1970, considerată de specialişti ca o perioadă de stabilitate ecologică, au fost identificate 314 specii, apoi numărul acesta a crescut la 375 (în 1972-1977, când începeau să apară primele consecinţe ale creşterii afluxului de nutrienţi, de origine fluvială sau antropogenă) (BODEANU et *al*., 1981) şi la 396 (în 1996-2007) (Fig. 2.3-1). Deşi diatomeele au rămas dominante în comunităţi, iar dinoflagelatele păstrează mereu locul secund, raportul dintre aceste două grupe, în cadrul comunităţilor identificate în cele trei perioade se schimbă, în sensul că diatomeele pierd mereu teren în favoarea dinofitelor. Creşteri şi mai semnificative ale numărului de specii au avut-o clorofitele şi cianobacteriile, forme în majoritate dulcicole (BODEANU et *al*., 1981), ceea ce explică scăderile mari ale salinităţii apelor marine şi intensificării eutrofizării, în special a apelor ţărmurale din zona sudică.

In perioada 1996-2007, în apele marine de la litoralul românesc, au fost identificate 396 de specii, varietăţi şi forme de microalge, aparţinând la şapte filumuri numărul minim, de 140, aflându-se în anul 1996, iar cel maxim, de 201, în anul 2004. Din punct de vedere temporal, diversitatea cea mai mare în specii s-a identificat în sezonul de vară şi primăvară. Toamna, numărul de specii identificate a fost doar de 186 specii, dar luna septembrie, cu cele 249 specii, înregistrează al doilea record de diversitate; 45% din acest număr au fost diatomee. Diatomeele domină, ca număr de specii, şi în celelalte sezoane, cu 39% în primăvară şi cu 36% în sezonul

cald. Numărul cel mai mare de dinoflagelatele s-a găsit în lunile de vară - 78 de specii; 62 specii în sezonul de primăvară şi 46 specii în toamnă (Fig. 2.3-1).

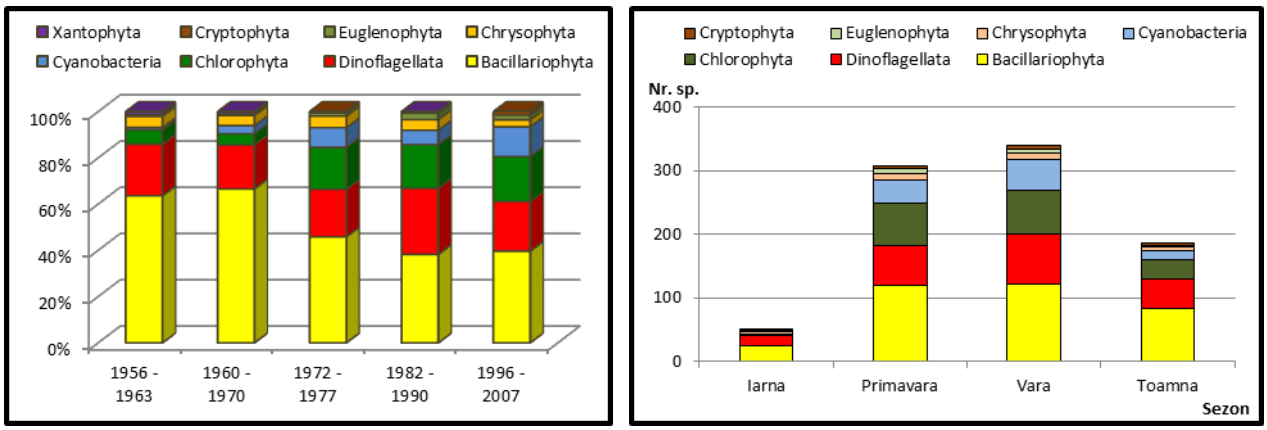


Fig. 2.3-1 Compoziţia taxonomică a fitoplanctonului, pe sezoane şi în diferite perioade, în apele costiere româneşti

2.3.1.2 Compoziţia ecologică

Din cele 396 specii identificate la specie (varietate sau formă) în fitoplanctonul de la litoralul românesc, începând din 1996 până în 2007, 218 sunt marine-salmastricole şi 178 dulcicole-salmastricole. Dintre cele marine-salmastricole cele mai multe aparţin filumurilor Bacillariophyta şi Dinoflagellata, în schimb numărul cel mai mare de specii cu afinităţi pentru ape dulci aparţin grupului Chlorophyta şi Cyanobacteria. Scăderile intense de salinitate şi-au pus amprenta asupra structurii fitoplanctonului, remarcându-se creşterea numărului şi proporţiei speciilor de origine dulcicolă, care au reprezentant 34% din totalul taxonilor, în intervalul 1972-1977, faţă de numai 21 în deceniul anterior. In pofida scăderii proporţiei speciilor marine şi salmastricole, numărul lor real nu numai că nu s-a redus (Fig. 2.3-2) ci, dimpotrivă, a înregistrat chiar o uşoară creştere. Vegetarea normală a speciilor marine pontice în condiţii de scădere a salinităţii, inclusiv în stratul de apă îndulcit din vecinătatea gurilor Dunării, evidenţiază larga lor eurihalinitate (BODEANU, 1987-1988).

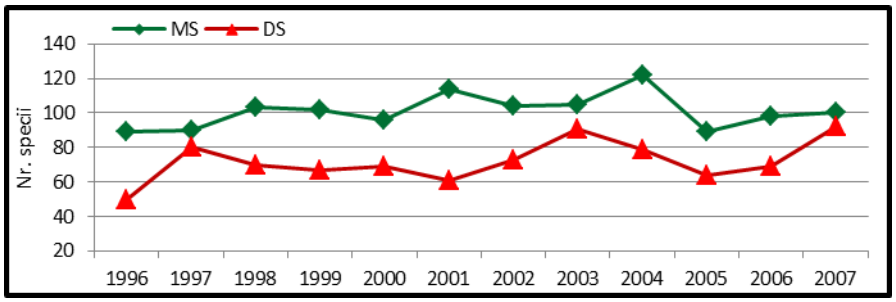


Fig. 2.3-2 Evoluţia multianuală (1996-2007) a celor două grupe ecologice identificate în apele litorale româneşti (*MS - specii marine-salmastricole; DS – specii dulcicole-salmastricole*)

2.3.1.3 Variaţia spaţio-temporală

Studiul distribuţiei şi dinamicii abundenţelor fitoplanctonului a demonstrat variaţii temporale şi spaţiale semnificative, sub influenţa condiţiilor naturale şi antropice. Factorii

determinanţi ai acestor variaţii în fitoplancton sunt reprezentaţi de influenţa Dunării asupra zonei de vărsare sau efectele diverselor presiuni antropice asupra zonelor de mică adâncime din sudul litoralului.

Din punct de vedere al abundenţelor numerice, apele din nordul litoralului, aflate sub influenţa directă a Dunării, au fost cele mai bogate, urmate de cele din sectorul central. Comunităţile fitoplanctonice ale zonei de sud, au fost, aproape în tot intervalul nostru de studiu, mult mai reduse cantitativ. Doar în septembrie, când s-a identificat cel de-al doilea vârf de dezvoltare, apele din sud au prezentat comunităţi la fel de bogate ca cele din nord şi centru.

Modelul de variaţie temporală şi spaţială diferă, sezonul de primăvară caracterizându-se prin comunităţile cele mai sărace (în general abundenţe medii sub 10^6 cel·l^{-1}), cu excepţia anilor 1999, 2006 şi 2007, când s-au înregistrat importante fenomene de înflorire a diatomeului *Skeletonema costatum*. Perioada de vară se caracterizează prin densităţi medii superioare celorlalte sezoane, înregistrate cu precădere în zona de nord, cât şi în cea centrală, cu dezvoltări de excepţie în anul 1997, datorită diatomeelor cu mare potenţial de dezvoltare în masă *Chaetoceros socialis* şi *Cyclotella caspia*. Sezonul de toamnă se caracterizează prin cantităţi apropiate cu cele din primăvară, valorile cele mai reduse ale densităţilor medii înregistrându-se în anul 2000 (sub $300 \cdot 10^3$ cel·l^{-1}) pentru toate sectoarele.

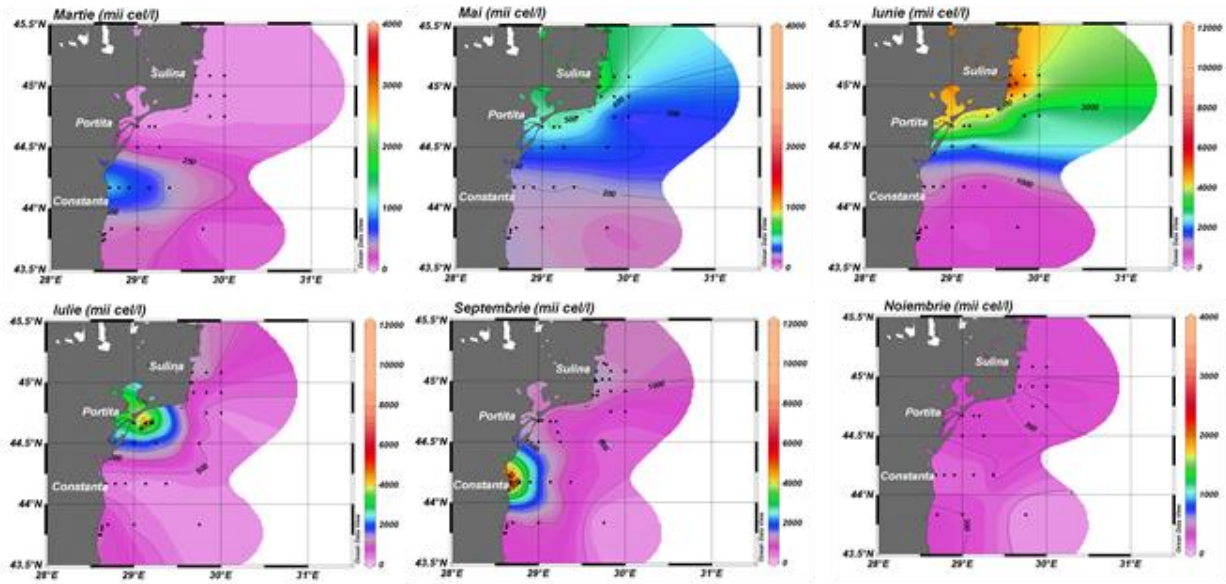


Fig. 2.3-3 Distribuţia densităţilor medii lunare (mii cel/l) fitoplanctonice în apele de la litoralul românesc în perioada 1996 - 2007

Distribuţia pe verticală remarcată în perioada 1996-2007 confirmă rezultatele anterioare. In general, cantităţile cele mai mari ale fitoplanctonului s-au situat în stratul subsuperficial de până la maximum 20m, cantităţile, cât şi numărul de specii, diminuându-se înspre orizonturile inferioare. Faţă de această situaţie există excepţii, datorită mişcărilor maselor de apă, când s-au identificat zone de la adâncimi de 30m cu abundenţă de şapte ori mai mare decât valoarea medie a orizonturilor superioare.

2.3.1.4 Înfloririle fitoplanctonice

Pentru apele românești, s-a considerat că o înflorire este o aglomerare de peste 1 milion celule la litru. In perioada 1960-2007, în care s-au făcut observaţii privind evoluţia evenimentelor de înflorire la litoralul românesc al Mării Negre, 73 de specii au produs densităţi mai mari de 1 milion celule la litru, numărul cel mai mare de specii înfloritoare aparţin bacilariofitelor (31), fiind urmat de dinoflagelate şi cianofite, cu 12 respectiv 13 specii. Pe de altă

parte, din cele 73 specii, şase au produs astfel de densităţi în toate cele cinci decade (*Cyclotella caspia, Nitzschia delicatissima, Nitzschia seriata, Skeletonema costatum, Leptocylindrus danicus, Prorocentrum minimum*), şase au apărut în patru decade (*Skeletonema subsalsum, Chaetoceros socialis, Cerataulina pelagica, Heterocapsa triquetra, Emiliania huxleyi, Eutreptia lanowii*), opt în trei decade, 12 în două decade, 43 într-o singură decadă.

Dezvoltări excepţionale, mai mari de 100 milioane celule la litru, au produs doar şase specii (*Cyclotella caspia, Skeletonema costatum, Prorocentrum minimum, Emiliania huxleyi, Eutreptia lanowii, Chromulina* sp.), toate în perioada 1981-1990, considerată perioadă de maximă eutrofizare. O situaţie excepţională o prezintă specia de talie mică *Microcystis orae* care a produs două pusee înfloritoare de peste 200 milioane celule la litru după anul 1991, adică după ce presiunea exercitată de eutrofizare a început să se diminueze (Tabel 2.3-1).

Tabel 2.3-1 Lista speciilor fitoplanctonice care au produs densităţi mai mari de 100 milioane celule la litru, în apele litorale româneşti ale Mării Negre, perioada 1960-2007.

SPECII	1960-1970	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2007
Bacillariophyta					
Cyclotella caspia	28.072	26.490	**300.000**	10.460	78.600
Skeletonema costatum	18.080	97.360	**141.400**	34.170	37.280
Dinoflagellata					
Prorocentrum minimum	50.814	196.970	**807.600**	93.720	8.930
Cyanobacteria					
Microcystis orae				**204.750**	**271.950**
Chrysophyta					
Emiliania huxleyi		1.230	**291.200**	6.650	1.080
Chromulina sp.			**1.000.000**		
Euglenophyta					
Eutreptia lanowii		34.950	**108.000**	29.700	7.450

Cea mai mare parte a speciilor răspunzătoare de apariţia înfloririi apelor sunt cele care au o dezvoltare mare într-un singur anotimp, cu o maximă a dezvoltării în lunile de vară, deşi unele din ele (*Cerataulina pelagica, Prorocentrum minimum, Nitzschia closterium*) se întâlnesc în plancton în tot cursul anului.

Primăvara se remarcă explozia speciilor *Seletonema costatum, Nitzschia seriata, N. delicatissima, Heterocapsa triquetra* şi *Dinobryon* sp., iar toamna cele ale speciilor *Cerataulina pelagica, Leptocylindrus minimus, Thallassionema nitzschioides*.

O serie de specii au dat pusee de dezvoltare în două anotimpuri: diatomeele de apă dulce *Skeletonema subsalsum, Stephanodiscus hantzschii* şi cele de apă sărată *Thallasiosira parva* şi *Th. subsalina*, două forme de *Chaetoceros* - *Ch. socialis* f. *vernalis* şi f. *autumnalis,* cianobacteriile din genul *Oscillatoria* sp., euglenofitul *Eutreptia lanowii.*

Un caz particular de înflorire fitoplanctonică este înflorirea cu alge periculoase (harmful algal blooms – HABs). Infloririle algale periculoase reprezintă un indicator MSFD.

La litoralul românesc al Mării Negre, marea majoritate a speciilor care intră în categoria algelor înfloritoare periculoase produc pagube fizice ecosistemului, prin reducerea concentraţiei de oxigen până la starea de hipoxie sau anoxie, provocând astfel mortalităţi în masă de organisme nectonice sau bentale (ex. *Prorocentrum minimum, Cerataulina pelagica, Emiliania huxleyi, Nitzschia delicatissima*).

O altă categorie implică specii toxice care produc biotoxine, de tipul acizilor *domoic* şi *okaidic, yessatoxinei* sau *azaspiracidului,* cu efecte toxice altor organisme marine precum şi asupra oamenilor care consumă astfel de organisme (*Scripsiella trochoidea* şi *Gesnerium mochiamensis*). De altfel, într-o listă care cuprinde specii producătoare de toxină, întocmită de IOC/IPHAB, o serie de alte specii există şi în apele litorale româneşti. De ex.

Amphora coffeaeformis, Nitzschia delicatissima, N. pungens var. *atlantica* şi *N. seriata,* care ar produce acid domoic), *Dinophysis acuminata, D. acuta* (produce acidul okaidic), *D. caudata Protoceratium reticulatum* (produce yessotoxina) şi P*eridinium crassipes* (produce azaspiracid).

Cianobacteriile produc două forme de toxine şi anume neurotoxine şi peptide hepatotoxine. Cele trei genuri de cianobacterii dulcicole, care ajung în Marea Neagră din Dunăre, între care *Microcytis, Anabaena* şi *Oscillatoria,* produc toxine denumite microcistine. Specia *Microcistis orae* este o specie bentală care, uneori, după furtuni puternice poate ajunge în plancton, unde în condiţii favorabile (temperaturi ridicate, calm atmosferic) se multiplică la valori absolut imense. Aşa s-a întâmplat în vara lui 2001 în apele de lângă ţărmul Constanţei, când densitatea s-a ridicat la $264 \cdot 10^6$ cel$\cdot l^{-1}$.

Câteva specii de microalge producătoare de înfloriri sunt periculoase datorită producerii de mari cantităţi de dimethyl-sulfoniopropionat (DMSP), un metabolit care se găseşte în special în fitoplanctonul marin (*Emiliania huxleyi, Prorocentrum minimum, Scrippsiella trochoidea* etc.) dar şi macrofite, unele specii de plante vasculare terestre şi acvatice (CHARLSON, 1987, citat de MONCHEVA şi KRASTEV, 1997).

Faptul că la litoralul românesc al Mării Negre nu s-au identificat, până în prezent, cazuri de otrăvire la organisme marine sau om datorită acestor toxine, se datorează cercetărilor reduse dedicate acestei probleme, nu s-au făcut niciodată analize post-mortem pe organismele moarte şi aruncate pe plajele româneşti.

2.3.1.5 Infloririle cu Prorocentrum minimum

P. minimum a fost una dintre formele dominante în sezonul estival în apele de la litoralul românesc, încă din deceniul 7 al secolului trecut, determinând înfloriri remarcabile în anii 1962 şi în 1969. Amploarea dezvoltărilor acestei specii, în sezonul de vară în trei ani consecutivi (1974-1976), a depăşit cu mult dezvoltările produse de oricare altă specie de până atunci.

In deceniul 1980-1990, ca urmare a creşterii concentraţiilor de nutrienţi şi a cantităţii de substanţă organică în apele din nord-vestul Mării Negre, a avut loc o creştere a frecvenţei şi magnitudinii înfloririlor algale. Astfel, 46 înflori monospecifice, de mărime şi durată variabilă, au fost produse de 15 specii microalgale. Una dintre cele care au atins cele mai mari valori de densitate înregistrate până atunci la litoralul românesc (BODEANU, 1992, 1993) a fost *P. minimum*, a cărui densitate a fost de $807{,}6 \cdot 10^6$ cel$\cdot l^{-1}$, în iulie 1987, care va rămâne cea mai mare valoare înregistrată vreodată de o specie la litoralul românesc (Tabel 2.3-1).

După 1991, unele specii care au produs înfloriri în deceniul anterior nu s-au mai regăsit în lista speciilor înfloritoare. Numărul speciilor care produc densităţi mai mari de $7 \cdot 10^6$ cel$\cdot l^{-1}$ se reduce la şapte, dar cinci dintre acestea, între care şi *P. minimum,* au avut densităţi mult mai mici decât în deceniul anterior (Fig. 2.3-4 Evoluţia multianuală a valorilor maxime de densitate înregistrate de *Prorocentrum minimum*, în perioada 1960-2007). Cea mai mare densitate atinsă de *P. minimum* a fost de doar $93{,}7 \cdot 10^6$ cel$\cdot l^{-1}$, mult sub potenţialul productiv demonstrat până în 1991 (BOICENCO, 2010).

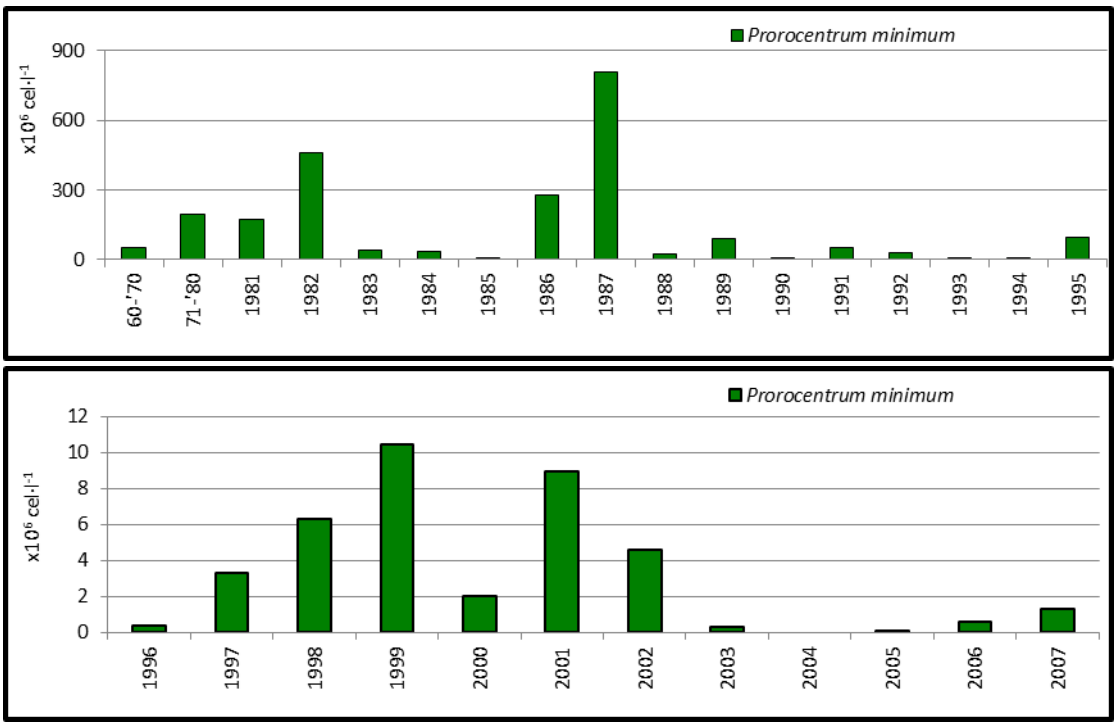


Fig. 2.3-4 Evoluţia multianuală a valorilor maxime de densitate înregistrate de *Prorocentrum minimum*, în perioada 1960-2007

În perioada 1996-2007, înfloririle produse de *P. minimum* nu depăşesc valori mai mari de $10 \cdot 10^6$ cel$\cdot$l^{-1}, nici în apele din baia Mamaia şi nici pe platformă. De fiecare dată, specia a participat la înfloriri mixte, fie ca specie dominantă, fie ca specie însoţitoare, spre deosebire de evenimentele de înflorire monospecifică caracteristice perioadei de intensă eutrofizare (BOICENCO, 2010).

Concluzii

Modificările suferite de comunitatea fitoplanctonică în perioada de după 1994 şi care au continuat până în prezent, au fost: reducerea cantităţilor fitoplanctonului total, scăderea numărului de înfloriri monospecifice şi apariţia unor fenomene de înflorire mixtă, creşterea proporţiei diatomeelor în populaţiile fitoplanctonice. Proporţia dianoflagelatelor s-a redus comparativ cu perioadele anterioare, dar poate ajunge încă la 40% din fitoplanctonul total în lunile de vară. Comparativ cu celelalte sectoare ale Mării Negre, la litoralul românesc dinoflagelatele au încă cea mai mare dezvoltare. Această reabilitare pare a fi însă fragilă, atâta vreme cât exploatarea resurselor de mediu (agricultură, pescuit şi navigaţie) creşte o dată cu dezvoltarea economiilor în ţările post-sovietice.

2.3.2 Comunitatea zooplanctonică

2.3.2.1 Introducere

Zooplanctonul reprezintă totalitatea organismelor animale de mici dimensiuni care trăiesc şi plutesc în masa apei şi la suprafaţa acesteia, şi care sunt deplasate de curenţii de apă. Împreună cu fitoplanctonul, alcătuiesc planctonul, care constituie baza trofică a majorităţii organismelor de talie superioară acestora (organisme gelatinoase, pesti planctonofagi sau organisme bentale filtratoare). În această categorie sunt incluse multe grupe de organisme, de la unicelulare de doar caţiva zeci de microni până la organisme gelatinoase de câţiva zeci de centimetri.

În funcţie de timpul pe care aceste organisme le petrec în masa apei se distinge holoplanctonul (planctonul permanent) şi meroplanctonul reprezentat de stadiile larvale ale organismelor bentale care petrec în plancton doar stagiul incipient de viaţă. De asemenea zooplanctonul se poate împărţii şi în funcţie de talia acestuia în microzooplancton (20 - 200 microni), mesozooplancton (200 - 2000 microni) şi macrozooplancton (acele organisme care depăşesc 2 mm). Zooplanctonul este una din componentele de bază ale lanţului trofic nu numai prin faptul că reprezintă baza trofică a majorităţii organismelor filtratoare dar şi prin structura sa calitativă. Astfel în componenţa acestuia intră şi organismele gelatinoase, care au capacitatea de a se înmulţii rapid, creând dezechilibre în cadrul reţelei trofice ele nefiind preluate de nivelul trofic superior.

2.3.2.2 Metoda de lucru

Pentru studiul mesozooplanctonului se colectează probe de apă prin filtrare. Colectarea se realizează cu ajutorul unui fileu de tip Juday (în cazul mesozooplanctonului) cu diametrul intern de 36 cm, sită filtrantă de 150 µm şi lungime de 1,5 m şi cu un fileu de tip Hansen în cazul zooplanctonului gelatinos (fileu cu diametru de 70 cm şi sită filtrantă de 300 µm).

Procesul de colectare constă în tractări pe verticală în întreaga coloană de apă, cu o viteză de 0,5-1 m/s. Pentru asigurarea unei poziţii cât mai verticale a fileului în apă se utilizat lesturi de 10-20 kg în funcţie de gradul de agitare al mării sau de curenţii marini existenţi în zona de lucru. După colectare, fileul este spălat cu un jet uşor de apă de mare, pentru eliberarea organismelor care au rămas blocate în sita filtrantă.

Pentru determinarea volumului de apă filtrată se foloseşte lungimea cablului prins deasupra inelului superior al fileului. După colectare, probele de mesozooplancton, sunt depozitate în borcane de plastic de 500 ml şi conservate cu soluţie de formaldehidă tamponată 4%. În cazul probelor de zooplancton gelatinos probele sunt prelucrate imediat la bordul navei, toate organismele din probă fiind numărate şi măsurate.

Anterior analizei, probele de mesozooplancton sunt lăsate la sedimentat pentru o perioadă de două săptămâni. Pentru prelucrarea la microscop, probele sunt concentrate prin sifonare la un volum de 100 ml. Triajul taxonomic al acestora are loc sub lupa binoculară şi microscopul invers. Analiza calitativă şi cantitativă se realizează prin extragerea din probă a unei subprobelor de 5, 10, 20ml în funcţie de frecvenţa speciilor. Numărarea organismelor se realizează într-un vas Petri circular cu diametrul de 9 cm pe care a fost trasat un caroiaj de ghidare sau într-o cameră de numărare Bogorozov. Pentru restul organismelor rare sau de dimensiuni mai mari, probele este examinată în întregime.

2.3.2.3 Evoluţia calitativă a zooplanctonului la litoralul românesc

În compoziţia zooplanctonului din Marea Negară se disting reprezentanţii mai multor grupuri de organisme (copepode, cladocere, meroplancton, etc.). Cu toate ca numărul grupelor de organisme zooplanctonice este ridicat, numărul de specii din Marea Neagră este mai în comparaţie cu cel din Marea Mediteraneană. În timp ce în Marea Mediteraneană există mai mult de 600 de specii zooplanctonice, iar în Marea Neagră la litoralul românesc au fost descrise aproximativ 200 de specii (aici fiind incluse toate tipurile mico-, meso-, si macozooplanctonice).

În perioada 1958 – 2011 în planctonul din apele platoului continental românesc au fost identificate: 20 tintinide (ciliate), 10 hidrozoare, 2 scifozoare, 3 ctenofore, 74 rotifere, 12 cladocere, 31 de copepode calanide şi ciclopide, un chetognat şi un apendicular la care se mai adaugă 6 specii de copepode monstrilide dispărute, 1 specie de insectă şi stadiile larvare planctonice ale organismelor bentale.

Ceea ce este de remarcat este faptul că principalele grupe de organisme prezente în zooplanctonul Mării Negre sunt: tintinidele, rotiferele, meroplanctonul, copepodele şi cladocerele. La care se adaugă grupul organismelor gelatinoase, chetognatul *Parasagitta setosa* si apendicularul *Oikopleura dioica*.

În ceea ce priveşte meroplanctonul, acesta este format din stadiile larvare de: bivalve, gasteropode, crustacee şi phoronide.

În ultimele decenii, compoziţia comunităţii zooplanctonice a suferit multe modificări. Astfel, unele specii au dispărut complet din plancton (*Fam. Monstrillidae*), iar altele pentru o perioadă mare de timp, dar au reapărut sporadic în ultimii ani (*Pontella mediterranea. Anomalocera patersoni, Oithona nana*). Sau unele specii noi au pătruns în planctonul Mării Negre: *Mnemiopsis leidyi*, *Beroe ovata* sau *Oithona brevicornis*.

La litoralului românesc se poate evidenţia o uşoară diferenţiere între zona de nord şi cea de sud a litoralului datorită existenţei fluviului Dunărea care contribuie la îmbogăţirea specifică a planctonului în zona Deltei Dunării cu elemente dulcicole, care pot rezista pentru mult timp în zonele marine cu salinităţi scăzute.

Zooplanctonul de la litoralul românesc al Mării Negre din perioada 2004 – 2010 s-a caracterizat printr-o variabilitate foarte mare a densităţilor şi biomaselor înregistrate. Astfel, din punct de vedere calitativ în zooplancton s-au identificat 34 de taxoni care au fost grupaţi în 5 grupe generice. Grupul cel mai reprezentativ a fost cel al copepodelor care a fost reprezentat de 13 specii (numărul maxim de copepode înregistrate într-un an fiind, 11 în 2010). Acest grup a fost urmat de cel al cladocerelor care au fost reprezentate în total de 11 specii cu maximul în 2007 când s-au identificat 9 specii de-a lungul întregului an. Aceste grupe au fost urmate de grupul stadiilor de dezvoltare meroplanctonice ale organismelor bentale „meroplanctonul” şi grupul generic „alte grupe”, reprezentat de doar 3 specii (Tabel 2.3-2).

Tabel 2.3-2 Structura calitativă generală a zooplanctonului din perioada 2004 - 2010

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2004-2010
ZOOPLANCTON NETROFIC	1	1	1	1	1	1	1	1
COPEPODE	10	9	8	9	10	9	11	13
CLADOCERE	8	6	4	9	8	7	5	11
MEROPLANCTON	5	5	5	5	5	6	6	6
ALTE GRUPE	3	3	3	3	3	3	3	3
ZOOPLANCTON TROFIC	26	23	20	26	26	25	25	33
ZOOPLANCTON TOTAL	27	24	21	27	27	26	26	34

2.3.2.4 Evoluţia structurii calitative şi cantitative a zooplanctonului de la litoralul românesc

Din punct de vedere cantitativ zooplanctonul total a fost dominat de componenta netrofică în perioada 2004 – 2006, iar în perioada 2007 – 2010 zooplanctonul trofic a fost componenta dominantă (Fig. 2.3-5).

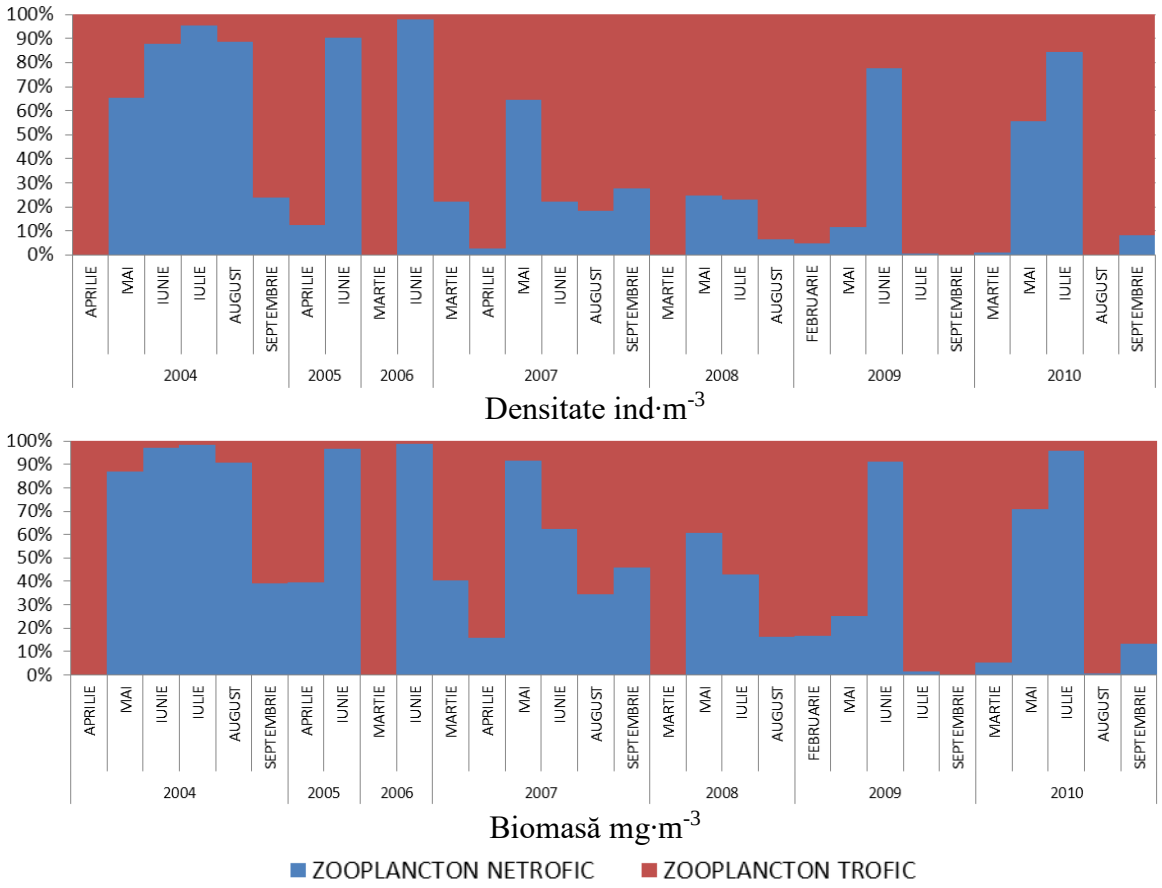


Fig. 2.3-5 Succesiunea dezvoltării densităţii şi biomasei zooplanctonului trofic şi netrofic de la litoralul românesc în perioada 2004 - 2010

În general dezvoltarea zooplanctonului netrofic s-a realizat la sfârşit de primăvară şi în timpul verii, perioadă propice de dezvoltare pentru organismele oportuniste precum *Noctiluca scintillans*, care la momentul la care întâlneşte condiţii de mediu prielnice (temperaturi mai ridicate şi suport nutritiv reprezentat de înfloririle fitoplanctonice) are o dezvoltare explozivă, reuşind să atingă valori de sute de mii de indivizi la metru cub.

Structura cantitativă a zooplanctonului trofic a fost dominată atât ca densitate, cât şi ca biomasă de copepode, dar fragmentat pentru anumite sezoane copepodele au fost depăşite de cladocere în vară şi toamnă şi meroplancton în primăvară (Fig. 2.3-6).

Schimbările înregistrate la nivelul comunităţii zooplanctonice din perioada 2004 – 2010 pot fi considerate ca pozitive. Astfel componenta trofică devine dominantă după 2007 chiar dacă ocazional aceasta mai este depăşită de cea netrofică. Speciile dominante, copepodele, periodic sunt înlocuite de cladocere (mai ales la sfârşit de vară şi început de toamnă) (Fig. 2.3-6). Specii indicatoare precum *Penilia avirostris, Centropages ponticus, Pseudevadne tergestina* sau *Evadne spinifera* sunt prezente după 2008 cu populaţii tot mai numeroase şi încep să devină o componentă permanentă a zooplanctonului de vară şi toamnă.

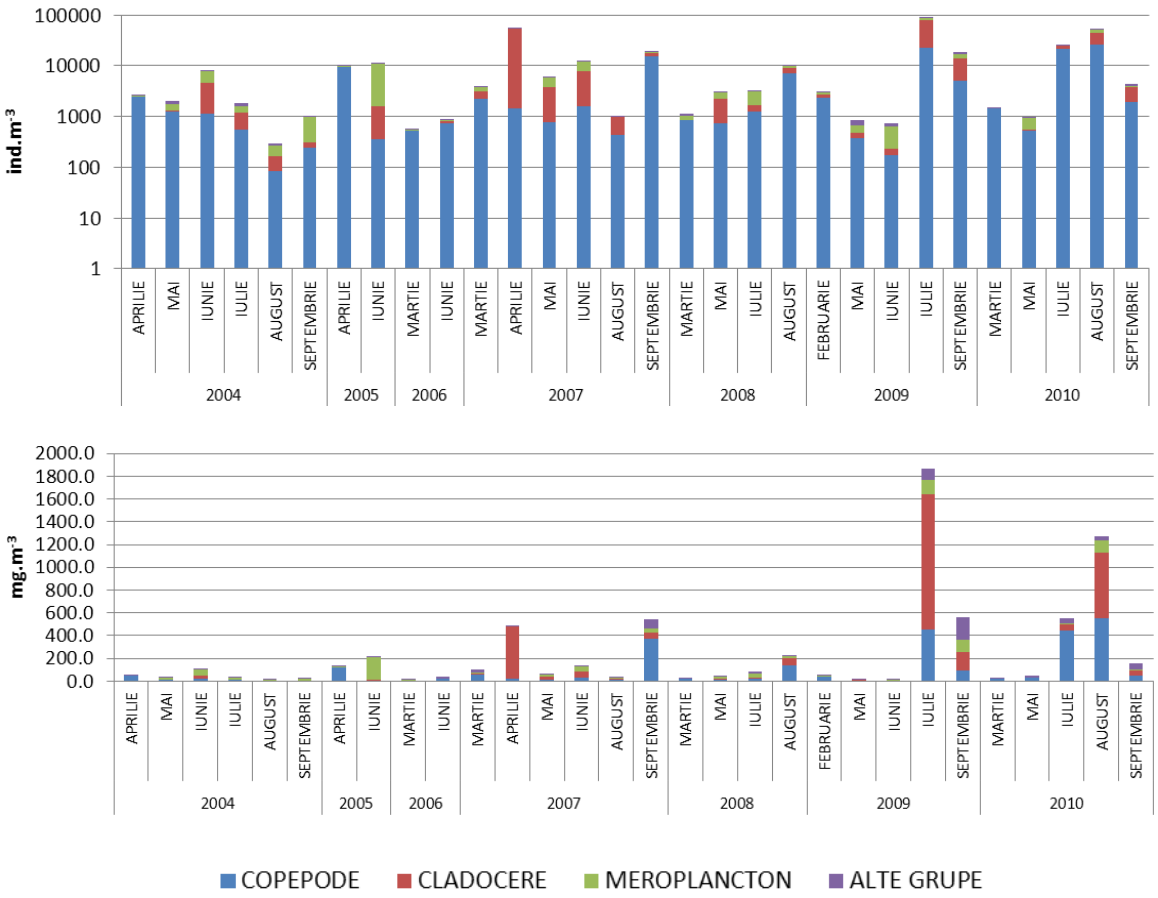


Fig. 2.3-6 Evoluţia calitativă şi cantitativă a densităţii şi biomasei zooplanctonului trofic în perioada 2004 – 2010

2.3.2.5 Evoluţia macrozooplanctonului de la litoralul românesc

Macrozooplanctonul gelatinos are o deosebită importanţă în reţeaua trofică pelagică. În timp ce în densităţi foarte mari produce efecte negative, în densităţi scăzute poate funcţiona ca „factor reglator" în sensul reducerii succesului acelor specii predominant nectonice. Acest proces poate conduce la îmbogăţirea diversităţii locale (Boero, 2008).

Fecunditatea ridicată şi timpul de generare rapidă datorate particularităţilor ciclului de viaţă (capacitatea de autofertilizare la unele ctenofore, modularitatea la scifozoare) asigură iregularitatea apariţiei în timp, distribuţia spaţială neuniformă, perioadele de densitate maximă pe perioade de timp foarte scurte.

Cunoaşterea fluctuaţiilor privind densitatea şi biomasa acestei componente este necesară pentru a înţelege dinamica ecosistemului pelagic şi totodată presiunea la care acesta este supus (Anninskiy, Timofte, 2009).

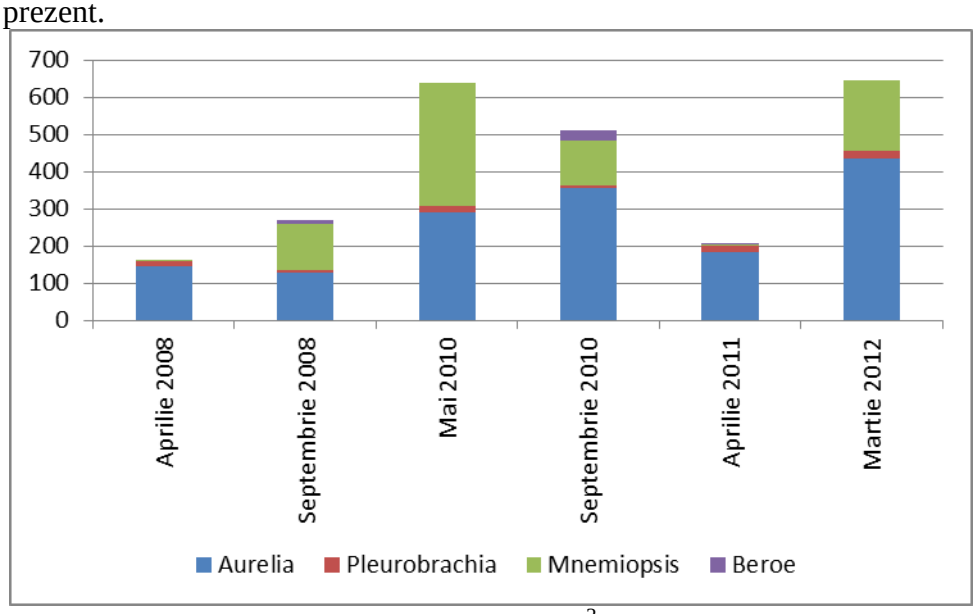
Studiul distribuţia macrozooplanctonului gelatinos la litoralul românesc al Mării Negre, nu s-a realizat cu aceeaşi frecvenţă cu care s-a realizat studiul mesozooplanctonului. În perioada 2008-2012 au fost realizare doar şase expediţii de colectare a probelor de macrozooplancton.

În perioada investigată, componenta macrozooplanctonică gelatinoasă a fost reprezentată la litoralul românesc al Mării Negre de patru specii: scifomeduza (*Aurelia aurita*) şi ctenoforele (*Pleurobrachia rhodopis*, *Mnemiopsis leidyi* şi, *Beroe ovata*). Un alt organism gelatinos observat dar care nu a intrat in procesul de evaluare este *Rhizostoma pulmo*, datorită metodologiei dificile de lucru. În urma observaţiilor s-a constatat că acest organism a fost prezent în toată perioada analizată.

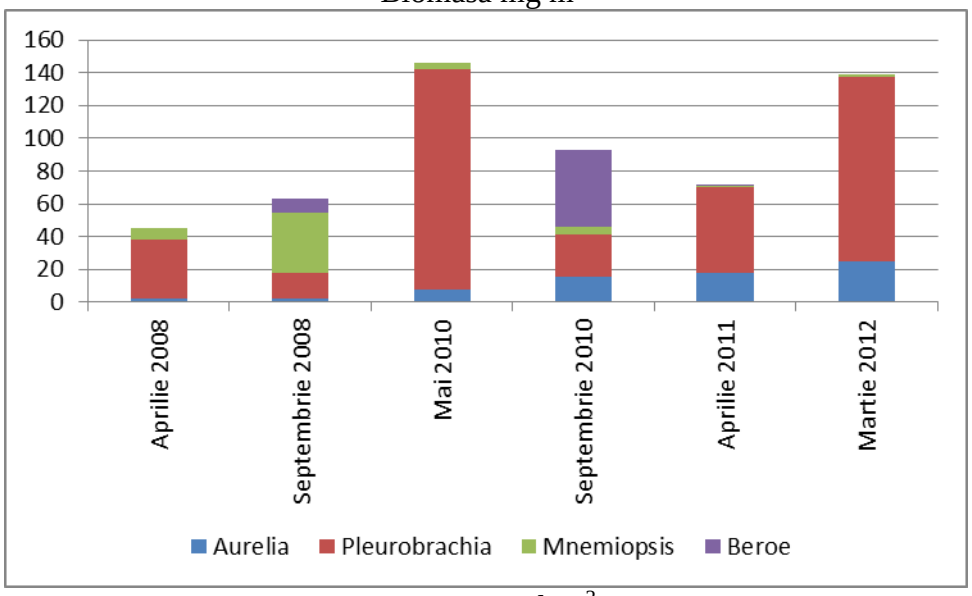
Structura calitativă a macrozooplanctonului a fost dominată ca densitate în toată perioada analizată de ctenoforul autohton *Pleurobrachia rhodopis*, mai puţin în septembrie 2008, când

organismul dominant din punct de vedere al densităţii a fost ctenoforul emigrant *Mnemiopsis leidyi*. Aceeaşi situaţie de schimbare a dominanţei a fost surprinsă şi în luna septembrie 2010 când în locul lui *Pleurobrachia rhodopis* organismul cu cea mai mare densitate a fost *Beroe ovata* (Fig. 3).

Din punct de vedere cantitativ organismul cu cele mai mari biomase a fost *Aurelia aurita* urmată de ctenoforul emigrant *Mnemiopsis leidyi* (Fig. 2.3-7). Situaţia actuală a organismelor gelatinoase din Marea Neagră nu se compară cu situaţia din trecut (perioada anilor '90) când aceste organisme erau dominante în plancton şi înregistrau densităţi şi biomase de zeci de ori mai mari ca în prezent.



Biomasa mg·m^{-3}



Densitate ind·m^{-3}

Fig. 2.3-7 Structura calitativă şi cantitativă a macrozooplanctonului de la litoralul românesc în perioada 2008 – 2012

2.3.3 Macroalgele

2.3.3.1 Structura calitativă a comunităţii de macroalge

Vegetaţia algală este supusă impactului antropic şi este sensibilă la factorii de mediu nefavorabili, ceea ce a dus la modificări majore de-a lungul timpului în ceea ce priveşte comunităţile de macrofite. Fenomenul de eutrofizare a afectat profund structura calitativă a fitobentosului, substratul liber rămas în urma dispariţiei unor specii perene fiind ulterior populat de specii oportuniste, cu ciclu de dezvoltare rapid, cu o largă plasticitate ecologică (genul *Ulva, Cladophora, Ceramium*). În prezent numărul de specii macroalgale identificate la litoralul românesc este mult mai mic comparativ cu anii ’60 (Fig. 2.3-8), scădere datorată acţiunii sinergice atât a factorilor naturali (îngheţul mării, deficitul de lumină, gradul ridicat de turbiditate), cât şi a influenţei antropice (amenajarea falezelor, construirea de diguri, excavaţiile portuare) (Bologa, Sava, 2006). În ultimii ani însă se observă o uşoară creştere a valorii acestui număr şi o refacere a unor specii cheie pentru ecosistemul marin - *Cystoseira barbata, Zostera noltii, Lomentaria clavellosa*, dar dominante atât din punct de vedere calitativ, cât şi cantitativ sunt speciile oportuniste.

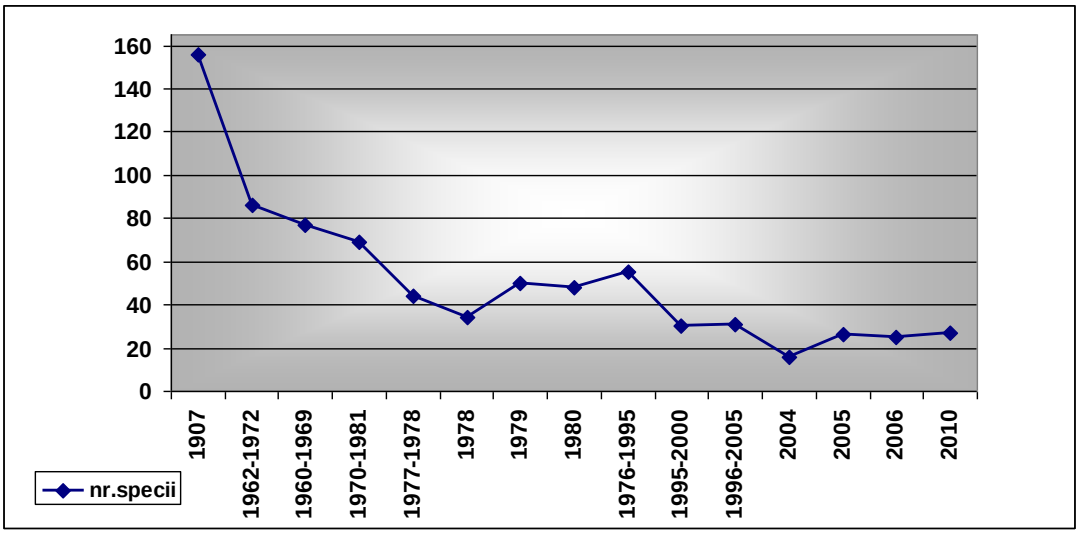


Fig. 2.3-8 Evoluţia calitativă a fitobentosului la litoralul românesc al Mării Negre de-a lungul deceniilor

Astfel în prezent nu se mai poate vorbi de aglomerări de alge perene din genul *Phyllophora*, ce formau stocuri considerabile cu posibilităţi de valorificare, ci doar de câteva exemplare răzleţe în nordul litoralului românesc. De asemenea, alga brună perenă *Cystoseira* nu mai formează biomase proaspete estimate la câteva tone cum este cazul anilor ‘60, dar se află într-un proces de regenerare, în prezent identificându-se de-a lungul fâşiei litorale Mangalia-Vama Veche exemplare înalte ce formează câmpuri bine dezvoltate cu floră epifită şi faună asociată, iar biomasele umede dezvoltate de această specie la adâncimi de până la 3 m sunt ridicate. În anii ’60, *Cystoseira* era semnalată frecvent în punctele sudice ale litoralului românesc la adâncimi de până la 6 m (Bavaru, 1972). Declinul speciei s-a datorat în mare parte îngheţului mării din anii 1971-1972, 1984-1985 atunci când o mare parte din populaţia de *Cystoseira* (atât *C. barbata*, cât şi *C. bosphorica*) a fost afectată (studiile arată că s-a produs distrugerea în proporţie de 80% a stocului) (Fig. 2.3-9).

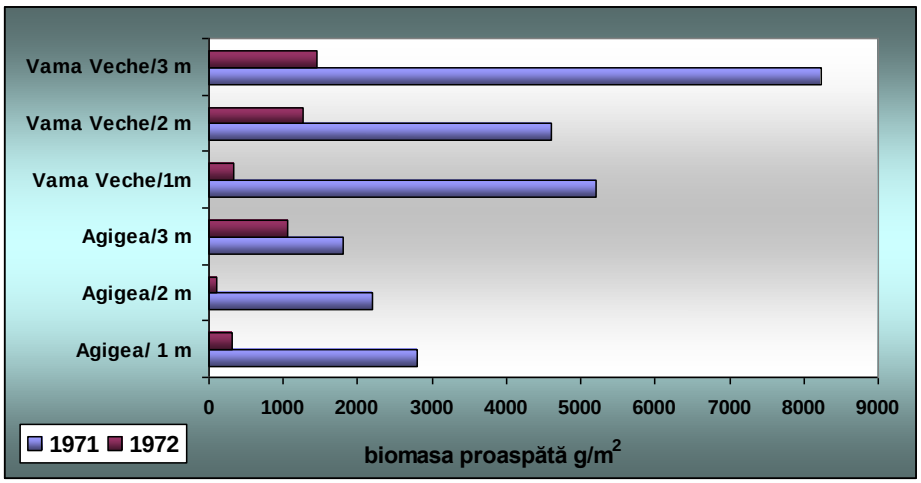


Fig. 2.3-9 Declinul biomasei populaţiei de *Cystoseira* datorat îngheţului mării din anii 1971 - 1972

De-a lungul fâşiei litorale Mangalia – Vama Veche se înregistrează o productivitate mare, datorată în cea mai mare parte speciilor perene, implicit o oxigenare bună a apei şi o diversitate specifică mai ridicată. În urma aplicării indicelui EI-EQR (Ecological Evaluation Index) pentru litoralul românesc (indice calculat în cadrul Directivei Cadru Apă), care doreşte să caracterizeze din punct de vedere ecologic fiecare staţie analizată, se poate observa că cea mai mare valoare a indicelui este la 2Mai, acolo unde se consideră a fi o stare ecologică *foarte bună*, urmată de Mangalia şi Vama Veche, cu o stare ecologică *bună*. Refacerea celor 2 specii perene cheie (*Cystoseira barbata* şi *Zostera noltii*) pentru ecosistemul marin la nivelul acestor 3 profile demonstrează acest fapt. Lipsa speciilor perene de la Eforie Sud şi Costineşti au stabilit că aceste zone au o stare ecologică mai puţin bună, în această zonă pe durata sezonului estival fiind prezente doar specii oportuniste, în general din genul *Cladophora* (Fig. 2.3-10).

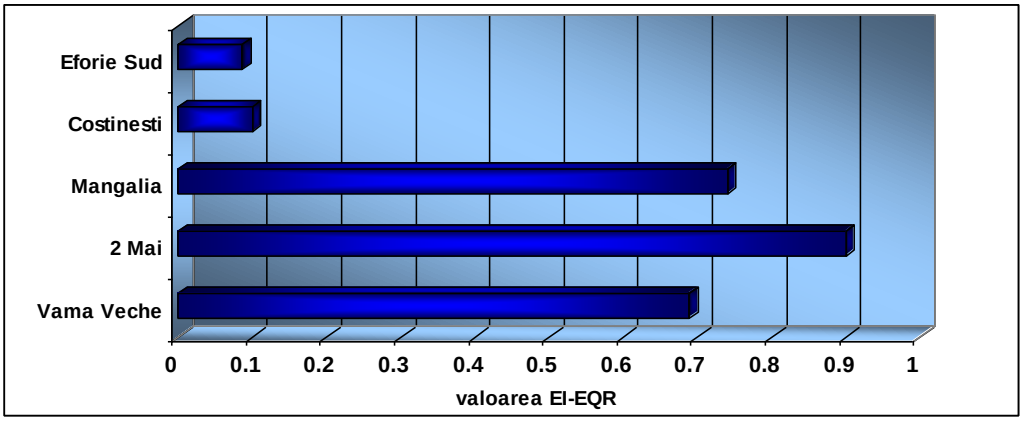


Fig. 2.3-10 Valoarea indicelui EI-EQR pentru staţiile analizate

2.3.3.2 Distribuţia macroalgelor – variaţia sezonieră şi anuală

În sezonul rece sunt prezente cu regularitate alge brune din genul *Ectocarpus* (*E. siliculosus* şi *E. confervoides*), *Scytosiphon lomentaria* şi *Punctaria latifolia* caracteristice acestei perioade, *Porphyra leucosticta* (Rhodophyta), cât şi specii de *Ulothrix* şi *Urospora penicillifomis* (Chlorophyta). Aceste specii domină substratul dur de la mică adâncime până la începutul lunii mai, ulterior unele specii (*Scytosiphon, Ectocarpus*) retrăgându-se la o adâncime mai mare acolo unde încă mai există condiţii favorabile dezvoltării lor, respectiv o temperatură a apei mai scăzută.

Pe durata sezonului cald se dezvoltă abundent alge verzi din genul *Ulva* şi *Cladophora,* cât şi *Chaetomorpha aerea* care în urma valurilor şi furtunilor se desprind de pe substrat, plutesc în masa apei şi formează periodic tanatocenoze generatoare de disconfort pe plajă. Dintre algele roşii, biomase însemnate dezvoltă speciile de *Ceramium* (*C. elegans, C. rubrum, C. diaphanum*), *Callithamnion corymbosum,* datorită abilităţii lor de reproducere rapidă şi caracterului oportunist (Fig. 2.3-11).

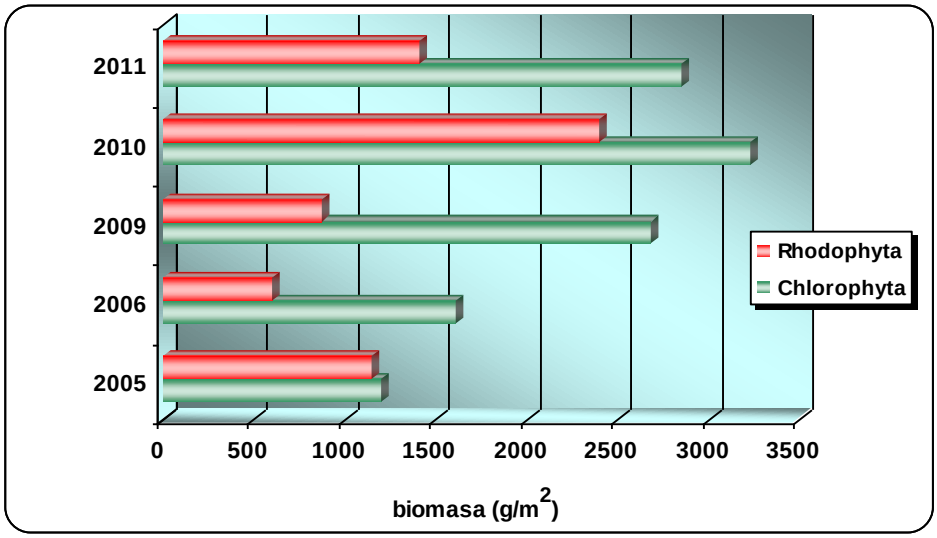


Fig. 2.3-11 Dominanţa speciilor oportuniste în sezonul estival

Reducerea drastică a câmpurilor de *Cystoseira* a atras după sine şi dispariţia unor specii epifite care utilizau substratul elastic al acestei specii pentru propria dezvoltare –genul *Kylinia, Sphacellaria cirrhosa, Feldmannia irregularis, Stilophora rhizoides, Corynophlaea umbellata, Cladostephus verticillatus*, *Dermatolithon cystoseirae* - care determinau un grad mai mare de complexitate a substratului algal, condiţie esenţială pentru fixarea epibiozei de diatomee şi pentru adăpostirea faunei vagile, cătărătoare sau fixată (Müller, Skolka, Bodeanu, 1969). Sărăcirea progresivă a câmpurilor de *Cystoseira* a avut drept consecinţă şi sărăcirea faunei, inclusiv cea ihtiologică.

2.3.3.3 Macroalgele şi alte comunităţi de cryptogame

Dezvoltarea macroflorei algale a fost afectată de lucrările hidrotehnice şi de construire a noului port Constanţa, deoarece o bună parte din suprafeţele pietroase au fost colmatate, fapt ce a redus arealul macrofitelor perene *Cystoseira, Laurencia* şi *Zostera*, mai ales în zona situată la sud de Constanţa. Ca urmare a colmatării şi a reducerii transparenţei apei (prin înfloririle fitoplactonice şi creşterea cantităţilor de suspensii), o serie de specii de alge macrofite au dispărut treptat, dinspre nord spre sudul litoralului - *Dasya pedicellata, Chondria tenuissima, Chondria dasyphylla, Phyllophora nervosa* de pe substrat pietros, genul *Laurencia* (*L. pinnatifida, L. coronopus, L. obtusa, L. paniculata*) şi o serie de specii ale genului *Polysiphonia.* Colmatarea substratului dur a redus populaţiile speciilor perene, dar eutrofizarea a favorizat dezvoltarea rapidă a speciilor sezoniere şi a celor cu ciclu scurt de viaţă.

Lomentaria clavellosa considerată până nu demult o specie dispărută de la litoralul românesc a reapărut în ultimii ani la 2 Mai şi la Costineşti. În trecut această algă roşie avea dimensiuni mari şi forma asociaţia *Lomentaria clavellosa – Antithamnion cruciatum*, care marca în apele litorale româneşti limita de dezvoltare a vegetaţiei algale macrofite fixată şi care se îmbogăţea cu elemente sezoniere, crescând diversitatea specifică. Edificatorul formaţiei era

Lomentaria clavellosa, iar la adâncimi de sub 11 m, unde aceasta nu mai apare, se întâlnea *Antithamnion cruciatum* (Bavaru, 1978).

Fanerogama marină, *Zostera noltii* a fost semnalată la începutul anului 2000 doar ca specie eşuată în urma unor furtuni în dreptul staţiunii Mamaia, la Agigea şi Eforie Sud (Grant CNCSIS 2005). În prezent ea formează pajişti întinse la Mangalia şi în nordul litoralului – la Năvodari. *Zostera noltii* serveşte ca biotop pentru numeroase specii de nevertebrate şi peşti, care-şi găsesc aici loc de hrănire, reproducere şi apărare, ajută totodată la fixarea substratului şi la îmbunătăţirea calităţii apei, fapt pentru care importanţa acestei specii pentru ecosistemul marin este deosebită (Macroeval).

Specia perenă *Corallina officinalis*, cu aplicabilitate în industria farmaceutică, datorită prorietăţilor sale vermifuge, dar şi în cosmetică (Sava, 2006) poate fi identificată la Vama Veche fixată pe substratul dur, acolo unde se consideră că apa este de o calitate superioară şi a permis refacerea ei. Şi alga perenă crustoasă *Hildenbrandtia prototypus* a fost semnalată pe pietrele de la mică adâncime şi pe cochiliile de *Rapana*.

Deşi numărul de specii macroalgale existente în prezent la litoralul românesc nu se compară cu bogăţia calitativă dinainte de debutul fenomenului de eutrofizare, refacerea anumitor specii este un fapt pozitiv pentru ecosistemul marin şi poate conduce în timp şi la refacerea unor specii care formau flora epifită şi asociată acestor specii cheie.

2.3.4 Comunitati macrozoobentale

Stabilirea calităţii ecologice a unui ecosistem acvatic se bazează pe conceptul că sănătatea ecosistemului este în principal legată de condiţiile de stare ale comunităţilor biotice.

Nevertebratele bentale sunt folosite ca indicatori în detecţia şi monitorizarea schimbărilor de mediu cu un răspuns rapid la stresul cauzat de presiunile naturale şi/sau antropice, prezenţa sau absenţa lor putând reflecta, în timp, schimbările spaţiale ale ecosistemelor. Speciile bentale indicatoare sunt organisme cu viaţă relativ lungă, legate de substrat, aflate în imposibilitatea de a evita condiţiile nefavorabile, acestea reprezentând un element integrant între componenta sediment/apă şi amprenta temporală a condiţiilor ecologice.

Viaţa organismelor de nevertebrate bentale, diferenţiată de natura substratului pe care se dezvoltă şi de adâncime, este organizată în comunităţi cu caracteristici structurale şi functionale specifice.

Substratul care reprezintă elementul de bază în determinarea tipului de asociere bentală, structurat în faciesuri de tip: ***a/*** nisipos (până la adancimea de 20m), ***b/*** nisipos-mâlos (30-35m) şi ***c/*** mâlos (peste 40m), caracterizează şi comunitătile bentale de la litoralul românesc.

2.3.4.1 Structura macrozoobentosului din biocenoza nisipurilor fine

Bicenoza nisipurilor fine din zona infralitorală, în care elementul caracteristic este reprezentat de bivalva *Lentidium mediterraneum,* acoperă o vastă regiune de-a lungul litoralului românesc, de la gurile Dunării până la Constanţa, la adâncimi cuprinse între de 20 m.

In perioada 2006-2011, compozitia taxonomică a acestei biocenoze a fost alcătuită din 28 specii macrozoobentale, repartizate pe grupe astfel: viermi policheţi (7 specii), moluşte (11 specii), crustacei (7 specii) şi trei specii aparţinând categoriei numite generic “alte grupe” (*Phoronis euxinicola*, *Leptoplana* sp., *Amphiporus bioculatus)* (Fig. 2.3-12)

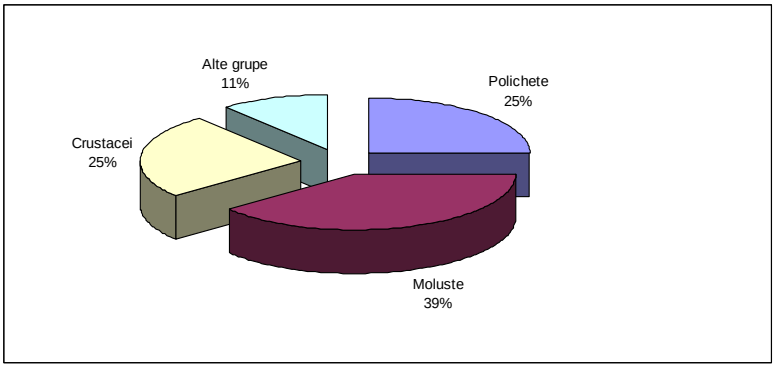


Fig. 2.3-12 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale în biocenoza nisipurilor fine cu *Lentidium*

Structura calitativă a faunei bentale s-a caracterizat prin dominanţa speciilor caracteristice nisipurilor fine, bivalva *Lentidium mediterraneum* şi polichetul *Spio filicornis,* acestea fiind considerate specii bune indicatoare ale stării biocenozei. Tabloul faunistic a fost completat de specii asociate comunităţii, şi anume bivalvele *Cerastoderma glaucum, Tellina tenuis, Pygospio elegans.* Prezenţa constantă a celor două specii de bivalve non-indigene, *Mya arenaria* şi *Anadara inaequivalvis*, demonstrează faptul că acestea au devenit specii comune, de masă, ocupând atât fundurile nisipoase cât şi cele mâloase, până la 30 m adâncime.

Lentidium mediterraneum

Spio filicornis

Fig. 2.3-13 Aspect exterior al speciilor caracteristice comunitatilor bentale din zona nisipurilor fine

In ceea ce priveşte compoziţia faunei de viermi policheţi, care constituie o principală componentă a cenozei luate în studiu, aceasta a fost alcatuită din specii cu o largă valenţă ecologică (polichetele oportuniste, rezistente la condiţii de mediu mai puţin favorabile - *Neanthes succinea, Polydora limicola, Melinna palmata*), dar şi din specii tipice substratului nisipos (*Spio filicornis, Nephthys hombergii, Eteone picta, Pygospio elegans*).

Crustaceii, o altă grupă importantă care face parte din spectrul faunistic al zonei nisipoase, au fost prezenţi printr-un amestec de specii strict psamicole cu specii alohtone-petricole fitofile (*Caprella acanthifera, Dexamine spinosa, Mycrodeutopus gryllotalpa*). Dominanţa numerică în fauna de crustacei a avut-o însă amfipodul tubicol *Ampelisca diadema*.

Sub aspect cantitativ, valorile multianuale de densitate şi biomasă au prezentat variaţii de la un zonă la alta, înregistrându-se valori de până la 13.950 ind/m^2 şi 744 g/m^2 în zona nisipoasă centrală a litoralului, zonă considerată cea mai tipică cu nisipuri fine, comparativ cu valorile maxime obţinute în zona nisipoasă din nord (Sulina - Portiţa), respectiv 9.200 ind/m^2 şi o bioma să de 425 g/m^2 (Fig. 2.3-14 şi Fig. 2.3-15).

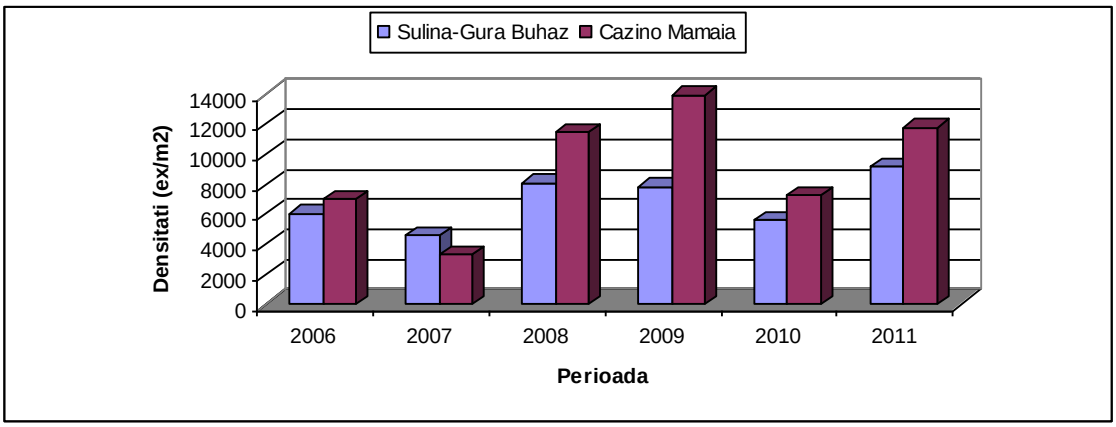


Fig. 2.3-14 Evoluţia multianuală a abundenţei macrozoobentosului în biocenoza nisipurilor fine (5-20m)

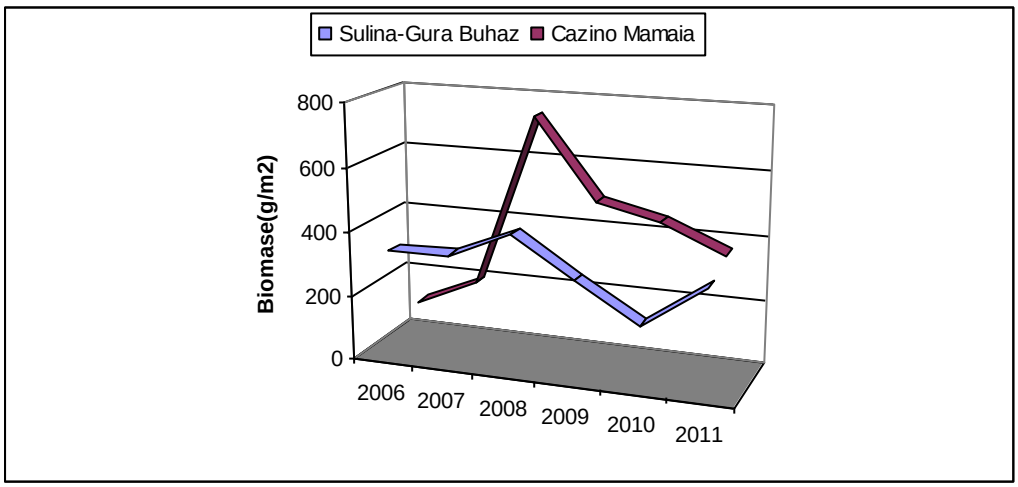


Fig. 2.3-15 Evoluţia multianuală a biomasei macrozoobentosului în biocenoza nisipurilor fine (5-20m)

2.3.4.2 Biocenoza mâlurilor cu *Mytilus galloprovincialis* (midii de adânc)

Substratul ocupat de această biocenoză specifică Mării Negre se caracterizează prin dominanţa mâlurilor cenuşii, cu procent variabil de scrădiş. In sectorul nordic al litoralului această comunitate bentală se întâlneşte la adâncimi de 30-45m, limita superioară fiind la 50m. In apele marine de la Constanţa şi în cele din sud (Mangalia) distribuţia biocenozei este limitată de izobatele 30 şi 50m.

Specia conducătoare a biocenozei este bivalva *Mytilus galloprovincialis* în asociaţie cu polichetele reprezentative *Anaitides maculata, Prionospio cirrifera, Nephthys hombergii, Melinna palmata.*

In perioada 2006-2011, pe baza analizei parametrilor înregistraţi (număr de specii) şi a dinamicii cantităţii, reflectată prin indicatori cantitativi de densitate şi biomasă, s-a evaluat starea actuală a macrozoobentosului din biocenoza mâlurilor cu *Mytilus.*

Zona investigată a cuprins sectorul nordic (Sulina–Portita), sectorul Est-Constanţa şi secorul sudic (Costineşti-Mangalia), pe izobatele de 30-50m.

Pe ansamblul biocenozei, au fost identificate 54 specii macrozoobentale dintre care: 16 specii de polichete, 15 specii de moluste, 11 specii de crustacei şi 12 specii aparţinând categoriei « alte grupe » (Fig. 2.3-16).

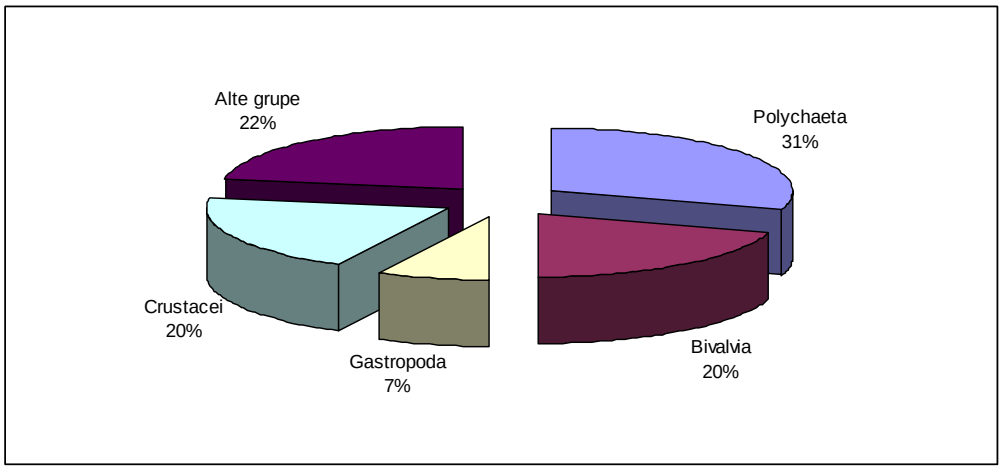


Fig. 2.3-16 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale în biocenoza substratului mâlos

Structura calitativă a faunei bentale s-a caracterizat prin dominanţa bivalvei *Mytilus galloprovincialis*, tabloul malacofaunei fiind completat şi de specii de moluşte asociate comunităţii, şi anume *Spisula subtruncata* şi *Acanthocardia paucicostata.*

Crustaceii au fost prezenţi printr-un amestec de specii conchilicole, ca *Microdeutopus damnoniensis,* şi specii iliofile-mitilicole, ca *Dexamine spinosa,* la care se adaugă forme nectobentonice mobile, precum crevetele *Crangon crangon*. Graţie salinităţii relativ mai ridicată, tabloul faunistic a fost completat cu elemente care au caracter polihalin, ca *Amphiura stepanovi, Callipallene phantoma, Phoronis euxinicola.*

Sub aspect cantitativ, valorile multianuale de densitate şi biomasă în biocenoza mâlurilor cu *Mytilus* au prezentat variaţii de la un zonă la alta, înregistrându-se valori de până la 7.106 ind/m^2 respectiv 1.386 g/m^2 în sectorul marin central (Est–Constanţa), comparativ cu valorile maxime obţinute în zonele din nordul şi sudul litoralului (Fig. 2.3-17 şi Fig. 2.3-18). Valorile ridicate ale biomasei generale în anumite zone din cadrul acestei biocenoze s-au datorat prezenţei moluştelor, care au rol determinant în formarea biomasei.

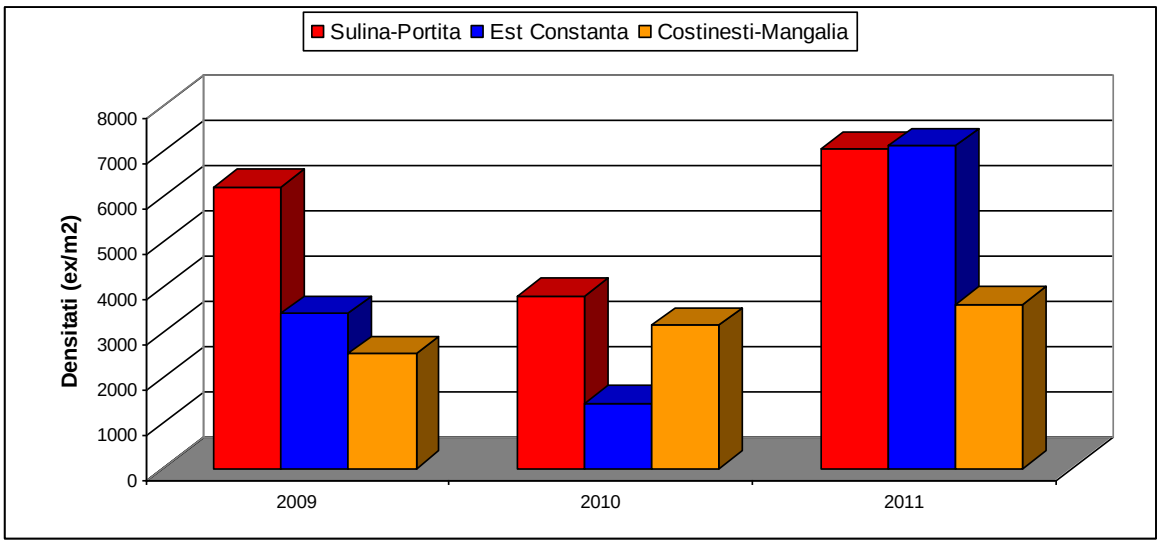


Fig. 2.3-17 Evoluţia multianuală a abundenţei macrozoobentosului în biocenoza substratului mâlos (30-50m)

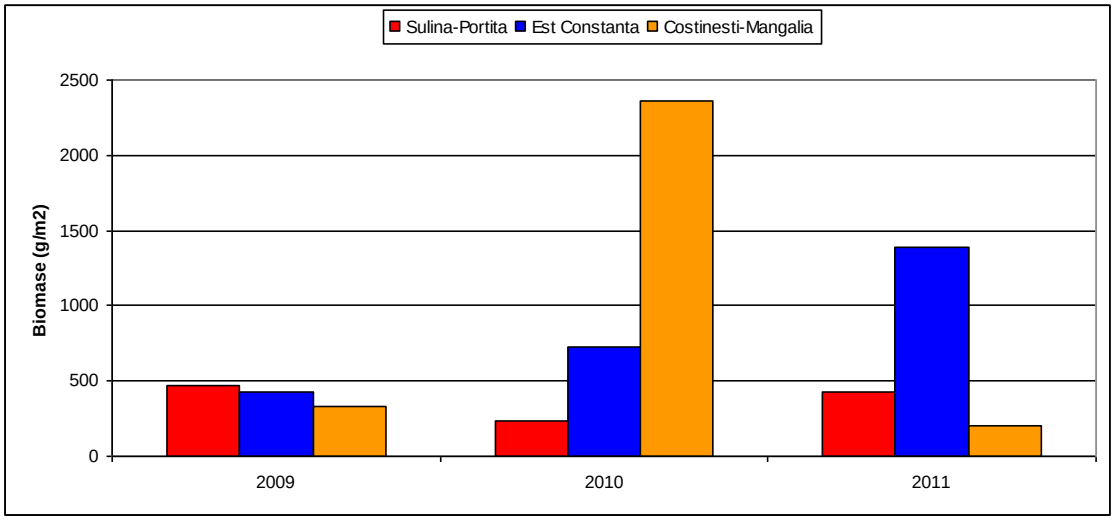


Fig. 2.3-18 Evoluţia multianuală a biomasei macrozoobentosului în biocenoza substratului mâlos (30-50m)

2.3.4.3 Biocenoza mâlurilor cu *Modiolus phaseolinus*

Biocenoza mâlurilor cu *M. phaseolinus,* instalată pe mâluri calcaroase, albe, începe de la 50m adâncime şi coboară până la 90-100m. In zona de nord-vest a Mării Negre, această asociaţie de organisme bentale are o importanţă deosebită, atât prin extinderea sa (numai la litoralul românesc ocupă 40% din suprafaţa platformei continentale) cât şi prin rolul său ecologic. Prezenţa acestei cenoze se face simţită începând cu adâncimea de 40m (existând o subcenoză de tranziţie *Mytilus-Modiolus),* pentru ca la adâncimile cuprinse între 55 şi 60m să devină o grupare cenotică tipică, în care specia conducătoare este *Modiolus phaseolinus* (Fig. 2.3-19). Biocenoza faseolinelor începe practic de la 50m adâncime în nordul litoralului şi de la 70m în dreptul Mangaliei, adâncime până la care coboară şi midiile de mâl, datorită îngustimii platformei continentale şi a dinamicii curenţilor de adâncime.

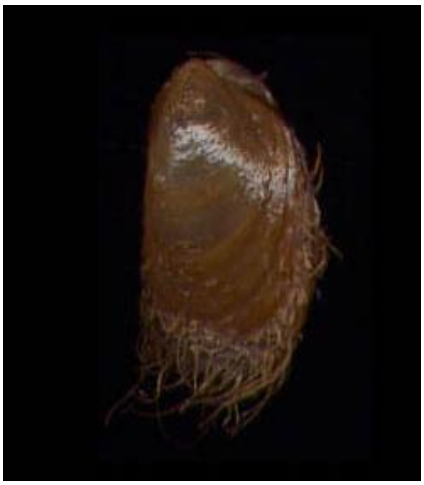


Fig. 2.3-19 Aspect exterior al lui *Modiolus* din biocenoza faseolinelor

In perioada 2006-2011, au fost identificate 23 de specii macrobentale, aparţinând grupelor Polychaeta (8), Gastropoda (2), Bivalvia (2), Crustacea (5), iar tunicatele, foronidele şi echinoderme, incluse în categoria “alte grupe” fiind reprezentate prin 6 taxoni (Fig. 2.3-20).

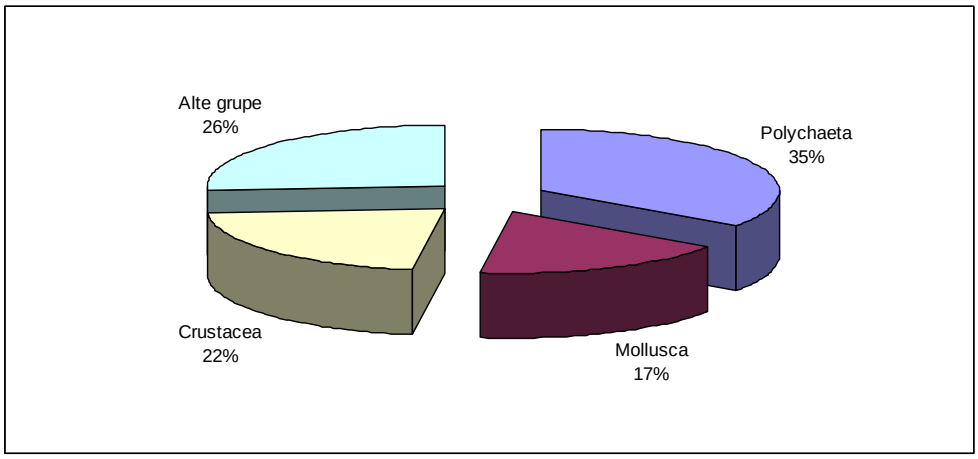


Fig. 2.3-20 Repartiţia procentuală a principalelor grupe de nevertebrate bentale din biocenoza lui *Modiolus*

Frecvenţa apariţiei a fost dată de 8 specii caracteristice zonelor profundale cu substrat sedimentar, precum bivalva conducătoare *Modiolus phaseolinus*, polichetele *Terebellides stroemi*, *Anaitides maculata*, *Sphaerosyllis bulbosa*, *Nephtys hombergi*, echinordermele *Amphiura stepanovi*, *Leptosynapta inchaerens*, tunicatul *Ctenicella apendiculata.*

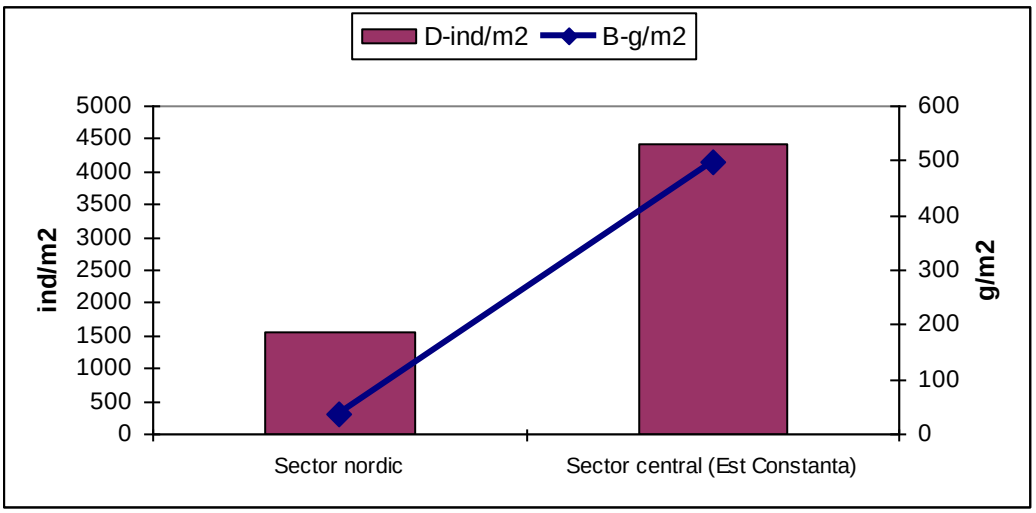


Fig. 2.3-21 Repartitia densităţilor şi biomaselor macrozoobentale în biocenoza lui *Modiolus*, la adâncimile 50-57m, în perioada 2009-2010

Sub aspect cantitativ, valorile multianuale de densitate şi biomasă în biocenoza cu *Modiolus* au prezentat variaţii de la o zonă marină la alta, înregistrându-se valori medii de până la 4.415 ind/m^2 respectiv 496 g/m^2 în sectorul marin Est –Constanta, comparativ cu valorile obţinute în partea de nord a litoralului (Fig. 2.3-21). La adâncimile de 50-57m, zonă unde se face deja trecerea de la mâlurile cu *Mytilus* la cele cu *M. phaseolinus*, populaţiile de *Modiolus* s-au impus ca prezenţă în asociaţie, înregistrând 21% din densitate şi 23% din biomasă.

2.3.5 Ihtiofauna de la litoralul românesc al Mării Negre

Cercetările privind ihtiofauna din zona marină românească constau în examinarea următoarelor aspecte: distribuţia spaţială a principalelor specii de peşti de interes comercial, intensitatea reproducerii şi completării, raspândirea aglomerărilor pescuibile, componenţa calitativă şi cantitativă a capturilor, efortul de pescuit, caracteristicile biologice ale principalelor specii de peşti, tendinţa de evoluţie a stării stocurilor de peşti cu importanţă economică.

Cercetarea ihtioplanctonului din zona marină românească contribuie la cunoaşterea schimbărilor care au avut loc în structura calitativă şi cantitativă a ihtiofaunei, a comportamentului diferitelor specii de peşti. Caracteristicile biologice şi etologice ale speciilor, legăturile ecologice dintre speciile cu importanţă comercială şi speciile auxiliare, trebuie să constituie baza conservării şi gestionării lor. O primă măsură pentru conservarea speciilor şi menţinerea densităţii populaţiilor de peşti este stabilirea nivelului de completare.

Speciile de peşti de interes economic din zona marină românească se caracterizează în general prin: ciclu vital scurt, maturitate sexuală timpurie, reproducere în fiecare an, cu depunerea în porţii a icrelor la unele specii, cu populaţii compuse dintr-un număr mic de grupuri de vârstă (Nikolski, 1962).

Este bine cunoscut faptul că o caracteristică a bazinului Mării Negre este aceea că majoritatea speciilor de peşti de interes economic ocupă areale de repartiţie largi, situate practic în zonele exclusive ale tuturor statelor riverane.

Compozitia ihtiofaunei Marii Negre s-a modificat ca reactie la inrautatirea conditiilor de viata din mare. Unele dintre modificari au avut un impact asupra apelor de coasta si din zona platformei continentale; altele, asupra zonei pelagice, afectand speciile comune si rare, puiet si adulti, specii comerciale si non-comerciale (Zaitsev si Mamaev, 1997).

Material şi metodă

Activitatea de pescuit ştiinţific, în ultimii ani, se realizează prin pescuitul cu unelte active, efectuat cu nava trauler costieră (Steaua de Mare) la adâncimi diferite în funcţie de tipul de specii vizate (pelagice, peste 12 m şi demersale, peste 20 m) şi se realizează bianual, mai-iunie şi septembrie-octombrie, o campanie durează în jur de 10 zile. De asemenea, se colectează probe obţinute prin pescuitul cu unelte fixe, practicat de-a lungul litoralului, din cel 20 de puncte pescăreşti, situate între Sulina-Vama Veche, uneltele fiind amplasate la mică adâncime (3-11m).

Pentru prelevarea probelor de ihtioplancton se utilizează fileul Bongo, probele fiind conservate în alcool 40% şi analizate în laborator utilizând binocularul şi microscopul.

Probele sunt analizate în laborator din punct de vedere cantitativ şi calitativ. Se fac analize biometrice iar interpretarea rezultatelor se realizează prin clasificarea pe grupe de greutate şi lungime; se determină vârsta prin analiza otoliţilor sau scalimetrie şi se analizează conţinutul stomacal. Datele astfel obţinute se introduc în fişiere Excel unde sunt prelucrate statistic.

2.3.5.1 Populaţiile ihtiologice demersale

Structura populaţională şi distribuţia spaţială a speciilor

În ultimul deceniu, prezenţa în capturi a diferitelor specii de peşti, a fost scăzută. Diversitatea unei probe este reprezentată de în jur de **20 specii**, dintre care de bază au fost speciile de talie mică dar şi unele de talie mare, cum ar fi calcanul.

Calcanul (*Psetta maxima maeotica).* Specie demersală care se întâlneşte pe funduri nisipoase şi pietroase până la 80 m adâncime. Primăvara (martie, aprilie), părăseşte locurile de iernat şi migrează către ţărm, până la 18-30m, pentru reproducere şi hrănire. Reproducere din martie până în iunie; maturitatea sexuală la 3-4 ani, rar la 2-5 ani.

Migraţiile calcanului se pot caracteriza ca migraţii relativ scurte, perpendiculare faţă de ţărm. Primăvara aceste migraţii poartă un caracter de reproducere, iar după aceea unul de hrănire şi de iernare (Fig. 2.3-22).

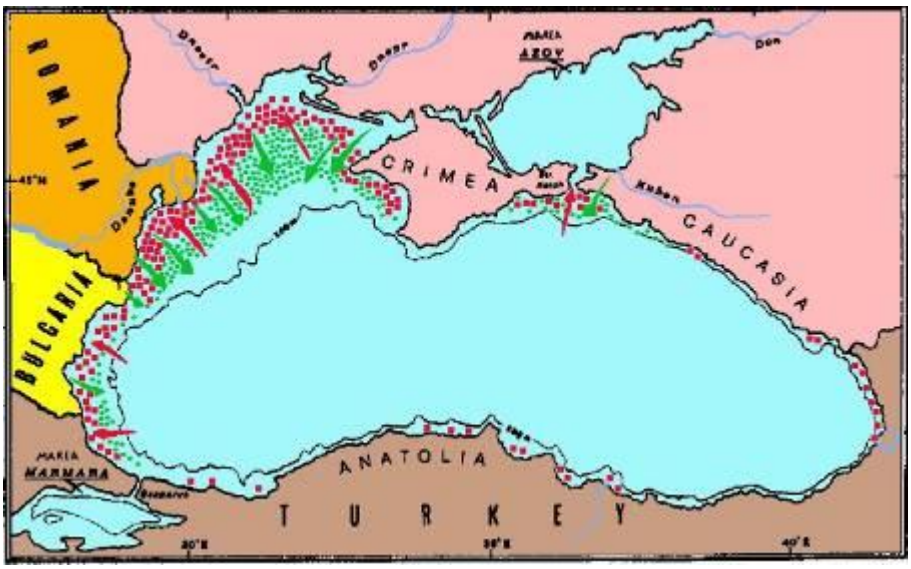


Fig. 2.3-22Căile de migraţie ale calcanului în bazinul Mării Negre

zona de hrănire ⟹ zona de reproducere ⟹

Bacaliarul (*Merlangus merlangius euxinus)*, specie a cărei captură a crescut în ultimii ani, se întâlneşte în ape costiere până la 200 m în general, de la 30 la 100 m, pe funduri pietroase, nisipoase, mâloase şi argiloase răspândită în toate regiunile Mării Negre.

Rolul lui în procesele biologice ale Mării Negre este deosebit de important în sensul că face legătura între vieţuitoarele pelagice şi cele care populează zona din apropierea fundului. Acest rol este determinat şi de faptul că el se hrăneşte îndeosebi cu vieţuitoare pelagice şi este la rândul său consumat de răpitorii care populează zona din apropierea fundului.

Altă specie care preferă adâncimea, este **rechinul** (*Squalus acanthias*). Este rechinul cel mai abundent tolerând ape de la 7-8°C până la 12-15°C. Formează adeseori cârduri mari de exemplare de acelaşi sex sau de aceleaşi dimensiuni. Adulţii migrează primăvara către coastă. Iarna şi vara rechinul se găseşte cantonat de obicei la adâncimi de 30-90m, sub termoclină, hrănindu-se cu peşti mici cum ar fi şprot şi tineret de bacaliar.

Cea mai importantă familie de peşti din Marea Neagră (şi nu numai) rămâne familia *Acipenseridae* (sturioni), care este reprezentată de două genuri: Acipenser şi Huso. Sturionii sunt specii migratoare, anadrome, care trăiesc în mare iar pentru reproducere pătrund în fluvii. De la această regulă fac excepţie viza şi cega care s-au adaptat complet apelor dulci.

In Marea Neagră, familia Acipenseridae este reprezentată de 5 specii: nisetrul, viza, păstruga, şipul şi morunul. Dintre acestea, şipul a fost întotdeauna foarte rar la noi iar viza nu a mai fost găsită de aproape 50 de ani în România. Se afirmă că viza s-ar mai găsi în sectorul iugoslav al lacului Porţile de Fier (Bănărescu, 2004).

Morunul, păstruga şi nisetrul trăiesc şi se hrănesc în Marea Neagră, Marea de Azov şi Marea Caspică, iar pentru reproducere primăvara şi toamna intră în fluviile acestor mări. Morunul şi păstruga s-au semnalat şi în Marea Adriatică.

Sturionii din Marea Neagră pătrund în fluvii unde se reproduc, fiind orientaţi de curentul de apă dulce al fluviului pe care-l sesizează în această stare de sensibilitate la distanţe considerabile (Fig. 2.3-23).

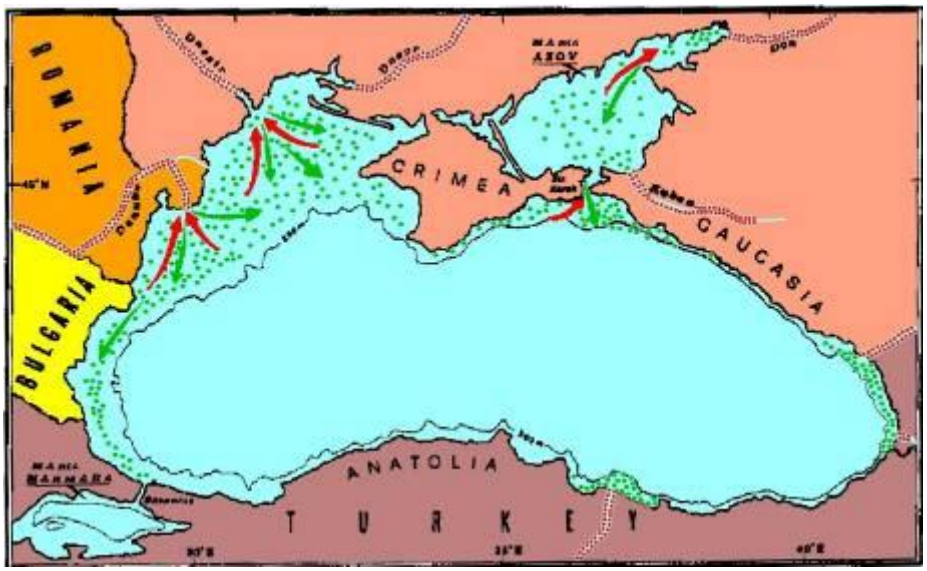


Fig. 2.3-23 Căile de migraţie ale sturionilor în bazinul Mării Negre
ona de hrănire → zona de reproducere →

Totodată s-a constatat că sturionii din zona marină românească pătrund în Dunăre diferenţiat funcţie de temperatura apei. Când primăvara este timpurie, **morunul** *(Huso huso* (L., 1758), începe migraţia în Dunăre încă din ianuarie, iar când primăvara este târzie, în a doua jumătate a lunii martie, la o temperatură de 4-5°C. Intensitatea maximă a migraţiei de primăvară este în martie sau aprilie; în mai-iunie, ea încetează total şi reîncepe în toamnă, atingând intensitatea maximă în octombrie-noiembrie, după care încetează din nou (Stăncioiu, 1976).

Migraţia de primăvară a **nisetrului** (*Acipenser gueldenstaedti colchicus* Marti, 1940), începe după cea a morunului şi durează din februarie-martie până în mai, cu intensitate maximă în aprilie, la 8-11°C; migraţia de toamnă durează din august-septembrie până în noiembrie. Spre deosebire de morun, toamna migrează mai mulţi indivizi decât primăvara.

Păstruga (*Acipenser stellatus* Pallas, 1771), începe migraţia în Dunăre în martie-aprilie, la o temperatură de 8-11°C. A doua perioadă de migraţie începe uneori în iunie, de regulă însă în august şi durează până în septembrie-octombrie. Migraţia a doua este mai intensă decât prima.

Condiţia populaţiei – captura şi analiza parametrilor biologici pe specii

Diminuarea alarmantă a biodiversităţii, dispariţia completă a unor specii marine, constituie urmarea directă a dereglării dinamicii şi calităţii factorilor de mediu, a echilibrului componentelor ecosistemului Mării Negre dar şi cauza altor dereglări pe linia verigilor superioare ale lanţului trofic. In funcţie de starea populaţiilor de peşti, efortul de pescuit depus şi tipul de unealtă folosit, capturile realizate la litoralul româânesc au avut o evoluţie variabilă a structurii calitative şi cantitative.

In ultimile două decenii, având în vedere noile condiţiile de practică a pescuitului, cu sistarea subvenţiilor de stat şi alinierea la principiile economiei concurenţiale, au condus la schimbarea radicală a condiţiilor de desfăşurare a pescuitului marin naţional. Structura pe specii a capturilor a reflectat numai parţial compoziţia specifică din Marea Neagră din cauza tipului de unealtă folosită, a condiţiilor de mediu şi a raportului dintre diferitele specii. Principalele specii demersale capturate au fost bacaliarul, rechinul şi calcanul (Fig. 2.3-24).

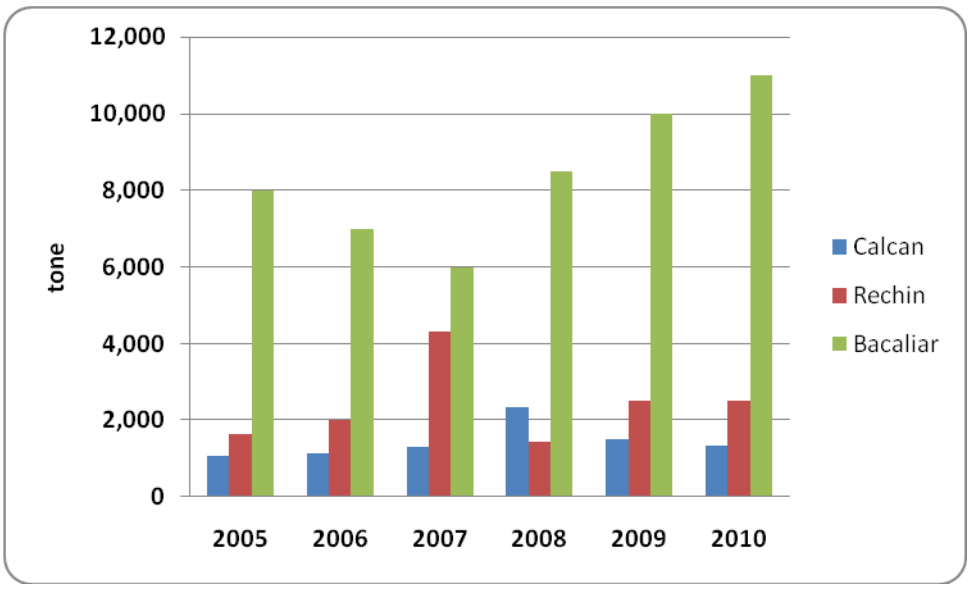


Fig. 2.3-24 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti demersale

Se observă, o creştere în ultimii ani, a cantităţii de bacaliar capturat şi o captură aproximativ liniară a rechinului şi calcanului.

Pentru **calcan**, una dintre speciile comerciale importante, analiza structurii pe clase de lungimi şi masa indică o lungime medie care s-a situat între 40 - 70 cm / 1544,17 – 6200,00 g, dominante fiind clasele de 46 - 58 mm / 2055,75 – 3802,31g. Raportul dintre sexe a fost clar dominat de femele (59,14%), faţă de masculi (40,86%) (Fig. 2.3-25).

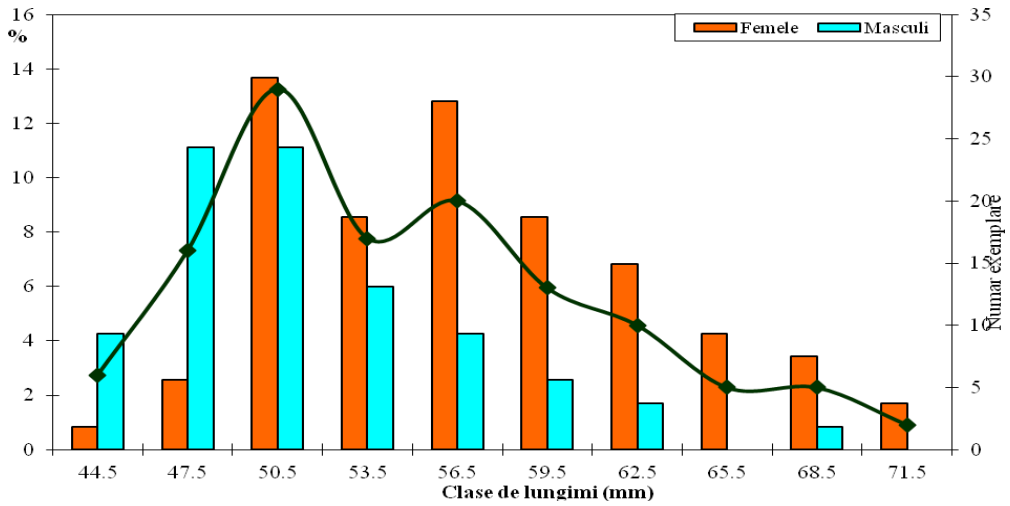


Fig. 2.3-25 Structura pe clase de lungimi pentru calcanul pescuit în 2010 la litoralul românesc

Compoziţia pe vârstă a capturilor de calcan indică prezenţa exemplarelor de la 2, 2 + şi până la 8, 8 + ani, baza în capturi fiind exemplarele de 4, 4 + (22,53%) şi 5; 5 + (42,52%) ani (Fig. 2.3-26).

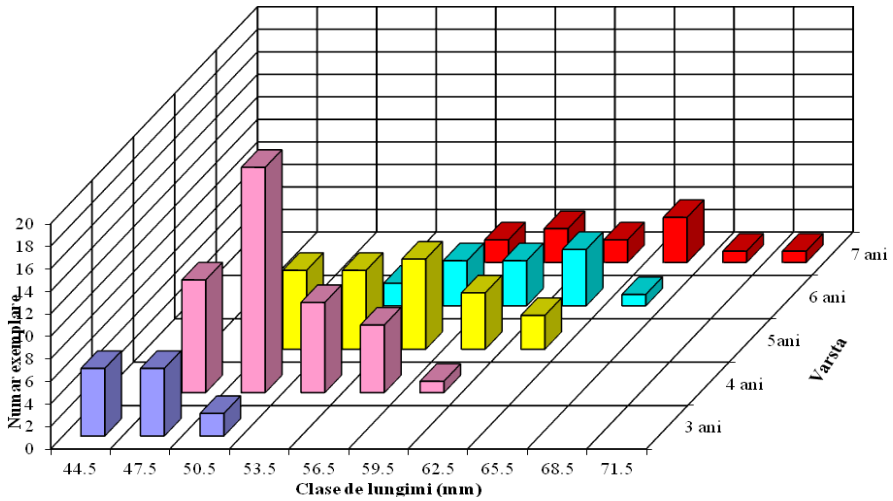


Fig. 2.3-26 Structura pe clase de lungimi (mm) şi vârsta (ani) la calcanul pescuit în 2010 la litoralul românesc

2.3.5.2 Populaţiile ihtiologice pelagice

Parte din speciile peşti sunt mai mult sau mai puţin sedentari, executând deplasări de scurtă durată, fără caracter de periodicitate. Există însă specii, cum sunt cele pelagice, la care majoritatea, sau chiar totalitatea exemplarelor execută deplasări lungi cu caracter periodic.

Peştii pelagici predomină din punct de vedere cantitativ în capturile realizate în ultimii ani (Fig. 2.3-27).

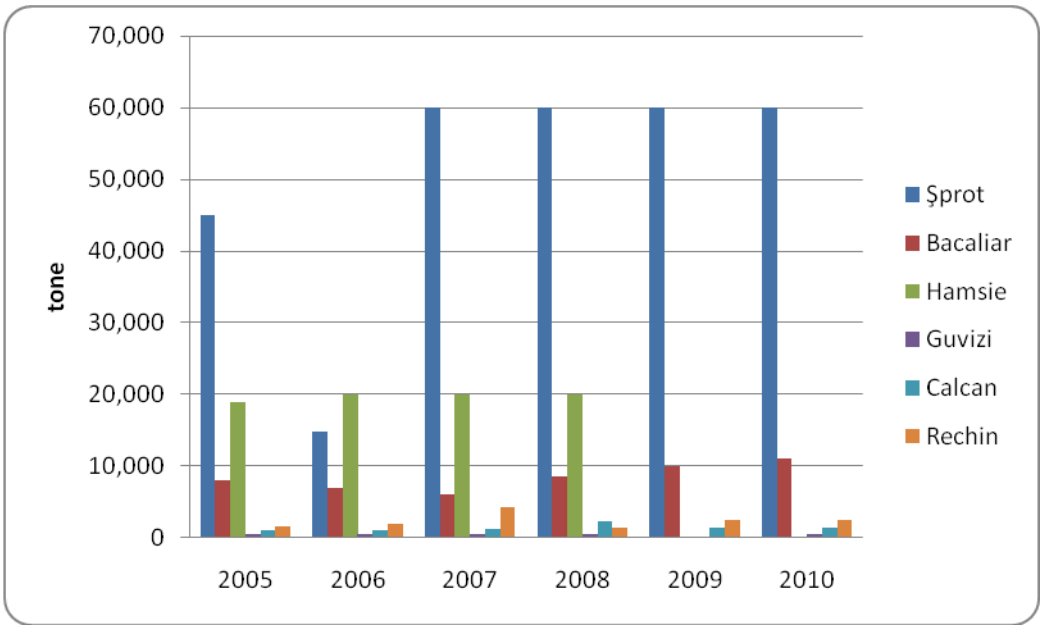


Fig. 2.3-27 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti prezenţi în capturi

Structura populaţională şi distribuţia spaţială a speciilor

Principalele specii pelagice prezente în capturile din ultimii ani au fost şprotul şi hamsia, şprotul înregistrând o evoluţie ascendentă dar liniară iar hamsia o prezenţă tot mai scăzută (Fig. 2.3-28).

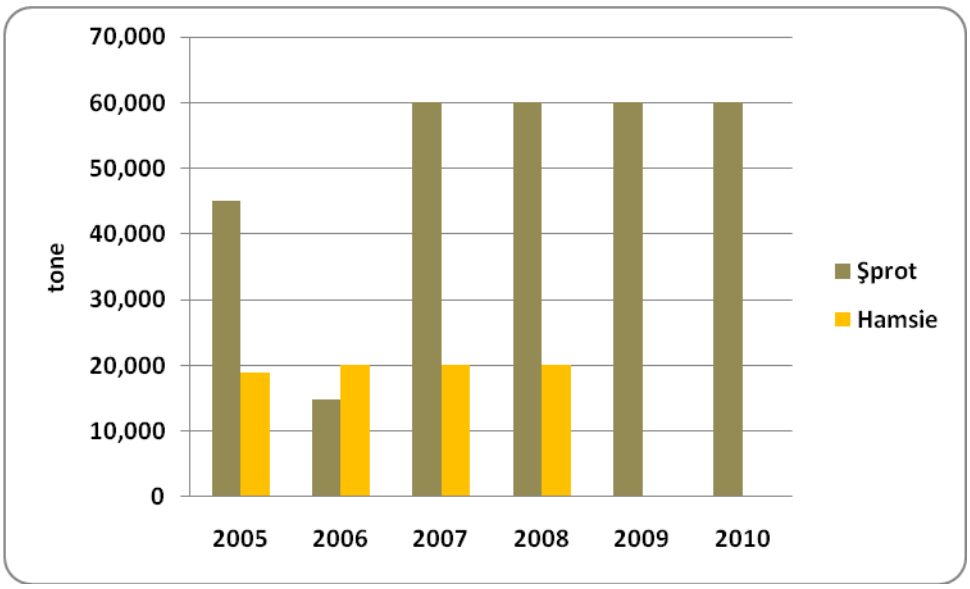


Fig. 2.3-28 Evoluţia cantitativă a principalelor specii de peşti pelagici

Şprotul (*Sprattus sprattus* - Linnaeus, 1758), specie pelagică costieră, uneori ajunge foarte aproape de coastă, pătrunde în estuare tolerând salinităţi de până la 4 ‰, formează concentraţii importante şi efectuează mari migraţii între locurile de hrănire şi zonele de reproducere. Sprotul din Marea Neagră preferă apele reci şi execută migraţii neregulate determinate de condiţiile de temperatură. Există o tendinţă de deplasare a cârdurilor spre coastă şi spre nord primăvara şi spre larg toamna. Tineretul se găseşte larg răspândit în straturile de apă caldă pe suprafaţa mării. Adulţii tind să rămână în general sub termoclină, pătrunzâând deasupra ei numai primăvara şi toamna (Fig. 2.3-29).

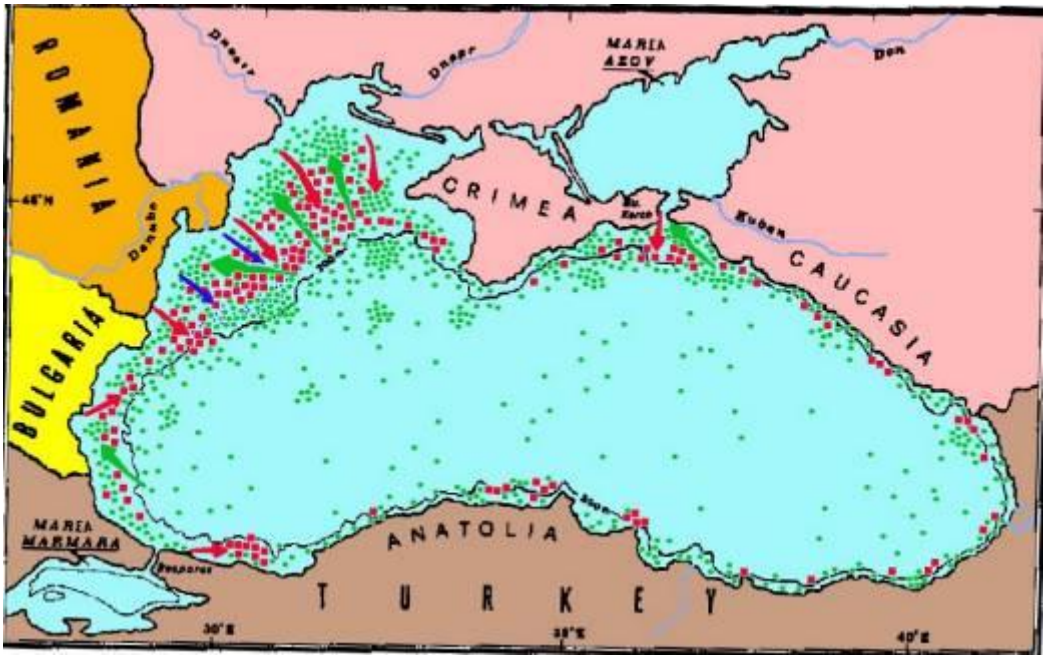


Fig. 2.3-29 Distribuţia spaţială a şpotului în bazinul Mării Negre

zona de hrănire → zona de reproducere → zona de iernare

Condiţia populaţiei – captura şi analiza parametrilor biologici pe specii

În 2010-2011, analiza structurii pe clase de lungime şi masa ale capturilor de **şprot** arată că lungimea medie a exemplarelor de şprot a oscilat între 50 - 120 mm / 1,18 – 12,80 g, dominante fiind clasele de 65 - 95 mm / 2,17 – 6,44 g. Lungimea medie a fost de 75,3022 mm şi

greutatea medie de 3,534 grame (Fig. 2.3-30).). Raportul dintre sexe a fost clar dominat de femele (54,71%) faţă de masculi (45,29%). Compoziţia pe vârstă a capturilor de şprot indică prezenţa exemplarelor de la 1, 1 + pana la 3, 3 + ani, baza capturilor fiind exemplarele de 1, 1 + (45%) şi 2, 2 + (38%) ani (fig. 4). De remarcat că în ultimii ani ritmul de creştere şi greutatea medie pe fiecare grupă de vârstă, cât şi pe total au scăzut treptat. Cauza principală o constituie influenţa factorilor de mediu în principal lipsa hranei.

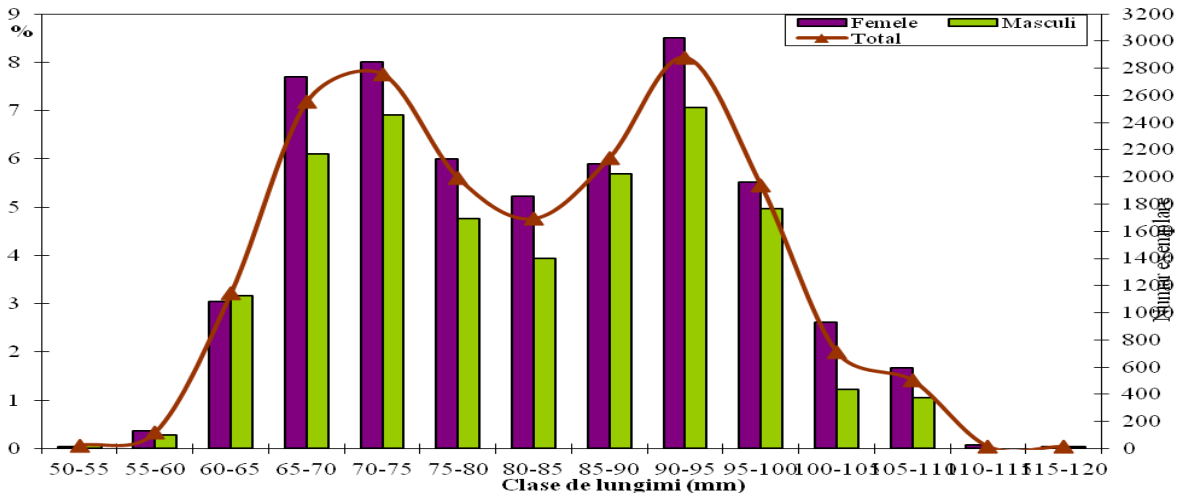


Fig. 2.3-30 Structura pe clase de lungimi şi pe sexe la şprotul pescuit în 2010

Hamsia (*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)). Specie pelagică, gregară, costieră, coboară în timpul iernii la 100-180 m adâncime în Mediterana şi la circa 60-70m în Marea Neagră. Specie eurihalină (suportă salinităţi de 5-41‰), pătrunde în estuare şi lagune, formează cârduri imense şi efectuează migraţii. În Marea Neagră hamsia este răspândită în întreg acvatoriul şi întreprinde migraţii neregulate de la larg spre coastă şi invers în funcţie de condiţiile termice şi hrană. In aprilie migrează spre partea de nord, pe coasta de vest şi de est, unde se hrăneşte intens. Migraţia de întoarcere începe în octombrie şi urmăreşte acelaşi traseu (Fig. 2.3-31). Iernează în cârduri mari, dense, la coastele Anatoliei, Crimeei şi Caucazului la adâncimi de 20-80 m, dar poate veni şi la suprafaţă ocazional.

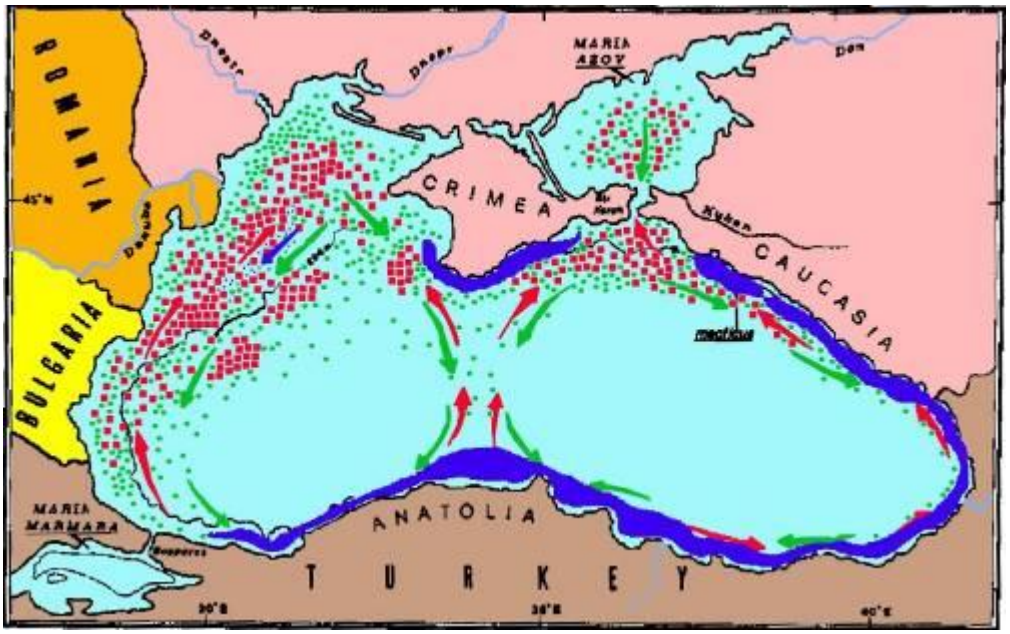


Fig. 2.3-31 Distribuţia spaţială a hamsiei în bazinul Mării Negre

zona de hrănire ⟶ zona de reproducere ⟶ zona de iernare ⟶

Hamsia, unul dintre peştii industrializabili cei mai importanţi, joacă şi un rol esenţial în circuitul general al substanţelor organice din Marea Neagră, întrucât fiind un consumator principal al planctonului, la rândul său serveşte ca obiect principal de hrană pentru alte specii precum stavridul, bacaliarul, delfinii, etc. Se hrăneşte cu plancton, mai ales copepode şi alţi crustacei mici şi larve de moluşte. La litoralul românesc se pescuieşte mai ales la taliene şi în cantităţi puţin însemânate la traul (Bănărescu, 1964).

2.3.5.3 Specii aflate în pericol

Încadrarea speciilor de peşti în categoriile IUCN a fost schimbată complet în 2009, în evaluarea stării lor de conservare ţinându-se cont de categoriile în care au fost incluse de către IUCN la nivel mondial. Aplicând metodologia pentru evaluarea stării de conservare a speciilor la nivel regional, peştii au fost încadraţi în prezent în doar 5 categorii: EN, VU, NT, LC şi DD, cele mai multe specii (77 - 54%) fiind larg răspâândite DD, urmate de - LC (32 - 23%). Speciile cuprinse în categoriile de periclitare (EN, VU şi NT) reprezintă împreună mai puţin de un sfert (23%) din totalul celor înscrise în listă. Dintre cele 41 de specii identificate în 2010, 3 fac parte din categoria VU (*Acipenser stellatus, Trachurus mediterraneus ponticus* şi *Alosa pontica pontica*), 13 din NT, iar 6 din categoria speciilor cu date insuficiente (DD). Acestea din urmă vor putea fi încadrate în anii următori fie într-o categorie de periclitare, fie în categoria cu risc redus (LC).

Modificările în componenţa ihtiofaunei Mării Negre au implicat în primul rând reduceri în ceea ce priveşte numărul de indivizi în rândul populaţiilor specifice. Pentru multe specii, populaţiile au scăzut atât de brusc, încât şi-au pierdut importanţa pentru pescuitul comercial şi rămân în cadrul ihtiofaunei de la Marea Neagră numai în calitate de reprezentanţi zoologici din specia respectivă (Zaitsev, 1992).

Pentru evidenţierea speciilor şi populaţiilor care se găsesc în situaţia de extincţie parţială / totală şi elaborarea măsurilor pentru protecţia lor şi refacere este necesară evaluarea permanentă a stării ihtiofaunei din acvatoriul costier românesc al Mării Negre.

2.3.5.4 Specii ihtiologice neindigene

Compoziţia ihtiofaunei Mării Negre s-a modificat ca reacţie la înrautăţirea condiţiilor de viaţa din mare. Unele dintre modificări au avut un impact asupra apelor de coastă şi din zona platformei continentale; altele, asupra zonei pelagice, afectând speciile comune şi rare, puiet şi adulţi, specii comerciale şi non-comerciale (Zaitsev si Mamaev, 1997).

Este echitabil să spunem că, referitor la numărul de specii, fauna Mării Negre nu a suferit un declin în ceea ce priveşte biodiversitatea în ultimele decenii; dimpotrivă, a câştigat chiar şi doua specii noi (Zaitsev si Mamaev, 1997). Una dintre ele este *Centracanthus cirrus*, care a pătruns din Marea Mediterană (Tsokur, 1988), dovedind astfel că procesul de mediteranizare a faunei Mării Negre continuă (Pusanov, 1967). Al doilea este *Mugil soiuy*, care a fost adus din Marea Japoniei pentru aclimatizare la Marea Neagră.

Evoluţia şi impactul asupra speciilor autohtone a acestora la litoralul românesc al Mării Negre este puţin studiată.

Concluzii

În concluzie se poate spune că starea stocului de şprot este relativ bună, fiind influenţată numai de efortul de pescuit desfăşurat în ţările riverane Mării Negre, şprotul fiind o specie cu distribuţie transfrontalieră. La litoralul românesc, starea de conservare nu este afectată de

pescuitul local, efortul de pescuit la această specie fiind nereprezentativ, captura în ultimii trei ani reprezentând mai puţin de 1% din TAC.

Pentru platforma românească, în funcţie de condiţiile de mediu, aglomerările pescuibile pentru cele două specii de interes comercial, respectiv cele de şprot, apreciate prin metode directe la aproximativ 60000 tone, permiţând o captură totală admisibilă (TAC), de 10000 tone iar cele de calcan au fost apreciate la 1.000 tone, recomandându-se un TAC de 50 - 60 t.
Biomasa aglomerărilor de calcan la litoralul românesc s-a menţinut la valori relativ constante în ultimii ani, efortul de pescuit actual nefiind de natură să pericliteze starea stocului. Dar, având în vedere că la nivel regional există tendinţa de diminuare a stocului, recomandarea STECF (Comitetul stiintific, tehnic şi economic pentru pescării/CE) este de a se diminua efortul la nivel regional, implicit reducerea cotelor de pescuit.

Pentru rechin, la nivel local, se constată o evidentă îmbunătăţire a stării stocurilor. In sectorul românesc, starea de conservare nu este afectata de pescuitul local, efortul de pescuit la această specie fiind slab reprezentat.

Aceiaşi tendinţă de redesare s-a observat şi pentru aglomerările de bacaliar. Din păcate, acestă specie este mai puţin folosită pe piaţa românească.

O uşoară redresare s-a observat şi la stavridul şi hamsia pescuite la litoralul româânesc. Ponderea lor în capturi a crescut, exemplarele mai mari fiind cu o frecvenţă mai ridicată. Din păcate, asupra acestor specii exstă o presiune deosebit de ridicată în zonele de iernare (coastele Caucazului şi Turciei).

2.3.6 Mamifere

2.3.6.1 Starea populaţiilor de delfini

Cunoaşterea stării actuale a populaţiei de delfini de la Marea Neagră, reprezentată prin cele trei specii (*Delphinus delphis, Tursiops truncatus* şi *Phocoena phocoena*) a necesitat efectuarea unor cercetări complexe şi sistematice în vederea obţinerii informaţiilor despre mărimea populaţiilor, distribuţia în teren, frecvenţa apariţiilor şi respectiv structura grupului.

Stocurile de delfini din Marea Neagră sunt apreciate diferit, datorită metodelor diferite de evaluare (din ambarcaţiuni, de la ţărm sau aerian). De aceea, datele referitoare la starea populaţiilor trebuiesc privite ca fiind orientative.

Numărul delfinilor în ultimii 40 de ani s-a redus de 13-16 ori, problema devenind critică încă din perioada 1950-1960. *Delphinus delphis* a fost şi a rămas specia de delfin cea mai reprezentativă din Marea Neagră, numeric însă, populaţia a scăzut substanţial. *Tursiops truncatus* este considerat ca fiind specia cea mai puţin reprezentativă, numai în perioada 1976-1987 numărul lor s-a redus de la 56.000 până la aproximativ 7.000. Efectivele speciei *Phocoena phocoena* urmează aceeaşi tendinţă generală, ajungând în anul 1973 la aproximativ 33.000 exemplare, iar în anul 1987 la aproximativ 10.000 exemplare. Laboratorul BREMA (Simferopol, Ukraina) apreciază că populaţia de *Phocoena phocoena* a fost puternic afectată în perioada 1930-1980, iar estimările făcute de sovietici şi turci în perioada 1967-1989 au fost definite de Comitetul Ştiinţific IWC ca fiind nereale, din cauza metodologiei imperfecte. In anii 1989 şi 1999 s-au înregistrat două epizootii devastatoare, când la coastele Crimeei s-a înregistrat o mortalitate de aproximativ 5-7.000 exemplare de *Phocoena,* din care 80% au reprezentat-o exemplarele tinere.

In anii 1983 şi 1984, folosindu-se nave şi avioane, populaţia de delfini din Marea Neagră a fost estimată la 60.000-100.000 exemplare. Specia principală (59,1%) a fost delfinul comun (*Delphinus delphis*), 32,5% *Tursiops truncatus* şi 8,41% *Phocoena phocoena*. In zona de sud a mării, delfinii sunt mult mai abundenţi decât în nordul şi centrul mării. În zona românească a litoralului Mării Negre, numărul delfinilor a fost apreciat la mai puţin de 2000 exemplare.

In anul 1990, la Conferinţa Comitetului Ştiinţific al Comisiei Internaţionale privind Cetaceele, au fost analizate rezultatele evaluării cetaceelor din Marea Neagră, efectuate de Universitatea Tehnică din Trabzon (Turcia). Conform datelor prezentate, densitatea celor trei specii de delfini a fost evaluată la 454.440 exemplare din care:

- 52,7% - marsuin (*Phocoena phocoena*);
- 32,5% - delfin comun (*Delphinus delphis*);
- 14,8% - afalin (*Tursiops truncatus*).

Totuşi aceste date au fost considerate neconcludente recomandarea fiind a nu se utiliza ca bază în acţiunea de protejare a populaţiilor de delfini.

Observaţiile din perioada 1995-1997 din Bulgaria, Georgia, România şi Ukraina au semnalat prezenţa delfinilor individuali sau în grupuri mici de 2-10 exemplare.

In perioada menţionată, s-a efectuat evaluarea stocului de delfini de la litoralul românesc al Mării Negre, în sectorul Mangalia-Gura Portiţei, fiind organizate 110 expediţii, în intervalul mai-sfârşitul lunii noiembrie.

Observaţiile s-au efectuat pe o suprafaţă de circa 2.825 km^2. Pe această suprafaţă s-a identificat o medie anuală de circa 1.500 de exemplare de delfini. Pe specii a predominat *Delphinus delphis ponticus* cu 600 de exemplare, urmat de *Tursiops truncatus ponticus* cu 500 de exemplare şi *Phocoena phocoena relicta* cu 400 de exemplare.

Cauzele scăderii alarmante a numărului de delfini din dreptul litoralului românesc sunt identice cu cele care au provocat reducerea populaţiilor acestor animale pe întregul acvatoriu al Mării Negre, cele mai importante fiind următoarele:

- pescuitul intensiv;
- poluarea antropică
- reducerea surselor de hrană, datorită micşorării stocurilor principalelor specii de peşti (stavrid, hamsie, lufar, chefal, calcan, etc.).

In perioada 2001-2004, având ca suport proiectul internaţional „LIFE NATURA", s-a desfăşurat în cadrul INCDM Constanţa un program complex de investigare a stării actuale a populaţiilor celor trei specii de delfini care habitează în Marea Neagră şi în speţă în apele marine româneşti, datele acestor cercetări aducând elemente noi de cunoaştere privind starea actuală a efectivelor acestui etaj sistemic al biotei.

Astfel, din prelucrarea datelor obţinute pe teren a reieşit că frecvenţa de semnalare a delfinilor în apele româneşti a fost de la an la an în continuă creştere. Dacă în anul 2001, numărul delfinilor semnalaţi a fost de circa 1800 exemplare, în anul 2004 numărul acestora a fost cu 20% mai mare, indicând prin aceasta o posibilă refacere a efectivelor celor trei specii.

De asemenea, mai este de remarcat că în perioada în care s-au efectuat investigările, majoritatea delfinilor au fost semnalaţi în sectorul Constanţa-Sulina, ca urmare a concentrării acestora pe formaţiunile gregare de peşti pelagici din zonă (şprot, stavrid, hamsie, lufar) (Rapoarte anuale privind starea de mediu INCDM, 2001-2004).

Din observaţiile efectuate, asupra delfinilor, pe timpul expediţiei de pescuit din vara anului 2011, putem afirma că starea populaţiilor de delfini este bună. Afirmaţia se bazează pe observarea prezenţei continue a delfinilor (grupuri de 5 – cca. 60 de exemplare, cu predilecţie specia *Phocoena phocoena*) începând de la Sulina până la Vama Veche. Localizarea delfinilor pe tot traseul expediţionar a fost favorizat de condiţiile hidro-climatice deosebite (mare calmă).

2.3.7 Specii marine non-indigene la litoralul românesc al Mării Negre

Introducere

In ultimele decenii, marcate de accentuarea procesului de globalizare sub toate formele sale, problema speciilor străine invazive a cunoscut o exacerbare fără precedent la scară mondială. Intensificarea schimburilor comerciale pe cale acvatică – maritime sau prin utilizarea cursurilor de apă interioare (inclusiv prin deschiderea unor canale de navigaţie intracontinentale), ca şi schimbările climatice globale s-au constituit în tot atâtea categorii majore de factori care favorizează pătrunderea speciilor străine.

Faptul că aceste specii nu pot fi observate imediat, fiind nevoie de măsuri speciale de protecţie pentru ca fenomenul să fie ţinut sub control, face ca ameninţarea pe care o exercită speciile marine invazive să fie mult mai complexă. Specialişti din mai multe ţări au tras semnale de alarmă asupra acestei bioinvazii care, în fond, afectează profund natura, dând câştig de cauză unor specii oportuniste, capabile să supravieţuiască în medii variate, în detrimentul unor specii autohtone, mai puţin capabile să suporte o astfel de competiţie.

Convenţia asupra Diversităţii Biologice (CDB) identifică speciile străine invazive ca fiind una dintre problemele interdisciplinare de maximă importanţă. Această convenţie internaţională cere părţilor cosemnatare să prevină introducerea, să ţină sub control iar, în măsura posibilităţilor, să realizeze eradicarea speciilor invazive cu impact major asupra ecosistemelor, habitatelor sau speciilor indigene. Principiile adoptate de CDB iau în calcul o strategie bazată pe *principiul precauţiei*, care consideră, în primul rând, aspectul *prevenirii* pătrunderii unor specii străine ca fiind cea mai eficientă măsură din punct de vedere al costurilor şi al problemelor de mediu decât orice măsură ulterioară.

In cazul în care speciile non-indigene au pătruns în ecosistem, o *identificare rapidă* şi luarea de *măsuri preventive radicale* sunt esenţiale şi de preferat oricăror măsuri care ar fi luate după ce aceste specii străine se instalează în noile habitate.

In cazul în care speciile străine s-au instalat şi aclimatizat, trebuie avute în vedere *măsuri de control* pe termen lung.

Ingrijorarea şi preocuparea de a diminua procesul translocaţiei speciilor non-indigene se vede din multitudinea de convenţii, acorduri şi reglementări la care şi România a aderat sau pe care le-a ratificat, cum ar fi :

- Convenţia Internaţională pentru Controlul şi Managementul Apei de Balast şi Sedimentelor de la nave (Conventia de la Londra, 2004),
- Convenţia Internatională pentru prevenirea poluării de la nave (MARPOL73/78),
- Rezoluţia A.868 a Internaţional Maritime Organization, cu privire la controlul şi managementul apelor de balast, în scopul diminuării transferului organismelor acvatice dăunătoare sau patogene,
- OUG 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei şi faunei sălbatice;
- Ord. 979/2009 privind introducerea de specii alohtone, intervenţiile asupra speciilor invazive, precum şi reintroducerea speciilor indigene prevăzute în anexele nr. 4A şi 4B la OUG nr. 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei şi faunei sălbatice,pe teritoriul naţional.

Definiţii

Specia non-indigenă sau non-nativă este o altă denumire a **speciei străine** (alien) şi defineşte specia introdusă intenţionat sau neintenţionat într-o locaţie, zonă sau regiune în care nu există în mod natural. Alţi termeni sinonimi sunt specie introdusă, exotică, străină, ornamentală.

O **specie invazivă** este specia care s-a stabilit şi răspândit – sau are potenţialul de a o face – în afara mediului ei natural şi care poate ameninţa ecosistemul, şi/sau alte specii, potenţial cauzând distrugeri economice, de mediu sau care poate ameninţa sănătatea umană.

Specii străine invazive (IAS - invasive alien species) – specie străină care produce, sau are potenţialul de a o face, pagube mediului, economiei sau sănătăţii umane. Pentru că majoritatea speciilor invazive sunt străine, acest termen este cel mai utilizat de către specialiştii în domeniu.

Există şi alte versiuni ale definiţiei termenului IAS – „Convenţia privind Diversitatea Biologică" (CBD) defineşte specia străină invazivă ca fiind o specie străină a cărei stabilire şi răspândire ameninţă ecosistemele, habitatele sau speciile native, provocând pagube economice sau de mediu.

In acord cu IUCN, o specie străină invazivă este specia străină care s-a stabilit într-un ecosistem sau habitat natural, fiind considerată un agent de schimbare şi care ameninţă diversitatea biologică nativă.

2.3.7.1 Starea actuală a speciilor non-indigene macrozoobentale la litoralul românesc al Mării Negre

Pentru a se integra rapid în noul habitat, o specie străină trebuie să îndeplinească anumite condiţii, în lipsa cărora, chiar dacă reuşeşte să se menţină o vreme, în final va fi eliminată de conjuctura factorilor de mediu din noul habitat. Astfel, o specie marină este esenţial să posede câteva trăsături, unele legate de capacitatea de reproducere a speciei invazive, altele ţinând de biologia şi ecologia speciei respective sau chiar de cele legate de habitatul invadat.

Reuşita speciilor marine non-indigene de a se adapta în ecosistemul marin românesc a fost legată mai cu seamă de caracteristici cum ar fi: plasticitatea ecologică (în cazul speciilor de bivalve *Mya arenaria*, *Anadara inaequivalvis*); prezenţa resurselor trofice foarte abundente (cazul ctenoforului *Mnemiopsis leidyi*, gastropodelor *Doridella obscura* şi *Rapana venosa*); nişe ecologice neocupate sau insuficient exploatate de specii autohtone (*D. obscura*). Trăsăturile generale pe care trebuie să le îndeplinească o specie invazivă de succes s-au aplicat în cazul litoralului românesc al Mării Negre, deoarece în acest bazin marin particular anumite condiţii au favorizat un anume tip de imigrant (Tabel 2.3-3).

Tabel 2.3-3 Specii marine non-indigene la litoralul românesc al Mării Negre

Specii non-indigene	Areal nativ	Calea de pătrundere	Anul semnalării la litoralul românesc
Rapana venosa (Valenciensis 1846)	Marea Japoniei, Marea Chinei de Sud	Fouling	1963
Corambe obscura (Verrill, 1870)	Oceanul atlantic de Nord	Fouling	1996
Mya arenaria (Linne,1758)	Coastele atlantice ale SUA și Canada	Apa de balast a navelor	1970
Anadara inaequivalvis (Bruguiere 1798)	Zona indo-pacifică – Extremul orient	Apa de balast a navelor	1984
Balanus improvisus (Darwin,1854)	Boreo-atlantic	Fouling	1844
Palaemon macrodactylus (Rathbun, 1902)	Extremul Orient	Apa de balast	2000-2002*
Rithropanopaeus harrisii	Zona indo-pacifică	Apa de balast	1951

*tridentatus (*Maitland,1874)			
Eriocheir sinensis (Milne – Edwards, 1854)	Marea Galbenă, Marea Chinei de Sud	Transporturi navale	1997
Callinectes sapidus Rathbun, 1896	America de Nord si de Sud	Apa de balast	1967
Dyspanopeus sayi Smith,1869	Coastele atlantice ale SUA		2009**
Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835)	Coastele Pacificului	Fouling	2008 ***
Beroe ovata (Bruguiere, 1789)	Marea Mediterană	Apa de balast	1997
Mnemiopsis leidyi (Agassiz, 1900)	Coastele Nord Atlantice Marea Mediterană	Apa de balast	1987
Oithona brevicornis (Giesbrecht, 1892)	Specie cosmopolită	Apa de balast	2010

* semnalat în zona Vama – Veche – Portiţa (D. Micu, Victor Niţă, 2009)
**semnalat în zona portului Constanţa (D. Micu, 2004)
*** semnalat în zona portului Tomis, Constanţa (D. Micu, V. Niţă, 2008)

Investigaţiile efectuate în perioada 2006-2011 au adus informaţii noi privind structura şi distribuţia populaţiilor celor mai comune şi studiate specii non-indigene, invazive, deja pătrunse în ecosistemul marin, în cadrul comunităţilor pelagice şi bentale preexistente, din datele obţinute putându-se stabili, pentru o parte dintre ele, şi tendinţa evolutivă la litoralul românesc.

2.3.7.2 Evoluţia temporală, abundenţa şi răspândirea spaţială a principalelor specii macrozoonbentale

Mya arenaria (Linne, 1758), originară din zona coastelor americane ale Atlanticului de Nord, a fost semnalată la începutul anilor ’70 în dreptul litoralului românesc. Eficientă din punct de vedere ecologic, în primii ani de după instalare, *Mya arenaria,* prin caracterul ei invaziv, a reuşit, în biocenozele nisipoase, să înlocuiască bivalva preexistentă *Lentidium mediterraneum*, care şi-a diminuat drastic populaţiile. Incepând cu anii ‘80 şi până în prezent, bivalva *M. arenaria* a devenit o specie comună pe fundurile sedimentare până la adâncimi de 30-40 m.

Analizând datele obtinute în perioada 2006-2011, s-au putut contura elementele necesare stabilirii structurii actuale a populaţiei speciei, precum şi distribuţia pe platforma marină studiată (Sulina – Vama Veche), la adâncimi de până la 30 m (Fig. 2.3-32).

Distribuţia speciei, corelată cu structura sedimentului, a arătat că populaţiile de *Mya* au fost mai abundente în sectorul nordic al litoralului (Sulina – Gura Buhaz), caracterizat de un substrat nisipos în amestec cu fracţiuni mâloase (habitatul preferat al bivalvei), comparativ cu zonele nisipoase din sudul litoralului care au o întindere destul de mică şi sunt izolate unele de altele prin pinteni sau platforme de calcare sarmatice care coboară în mare pornind de la baza falezelor. Studiile biometrice au evidenţiat că populaţiile de *Mya* au fost echilibrate structural, exemplarele cu dimensiuni mai mici de 20mm dominând în zonele nisipoase de până la 10m adâncime, în timp ce, în zonele mâlos-nisipoase şi mâloase (15-30m) au dominat indivizi cu dimensiuni de peste 40mm.

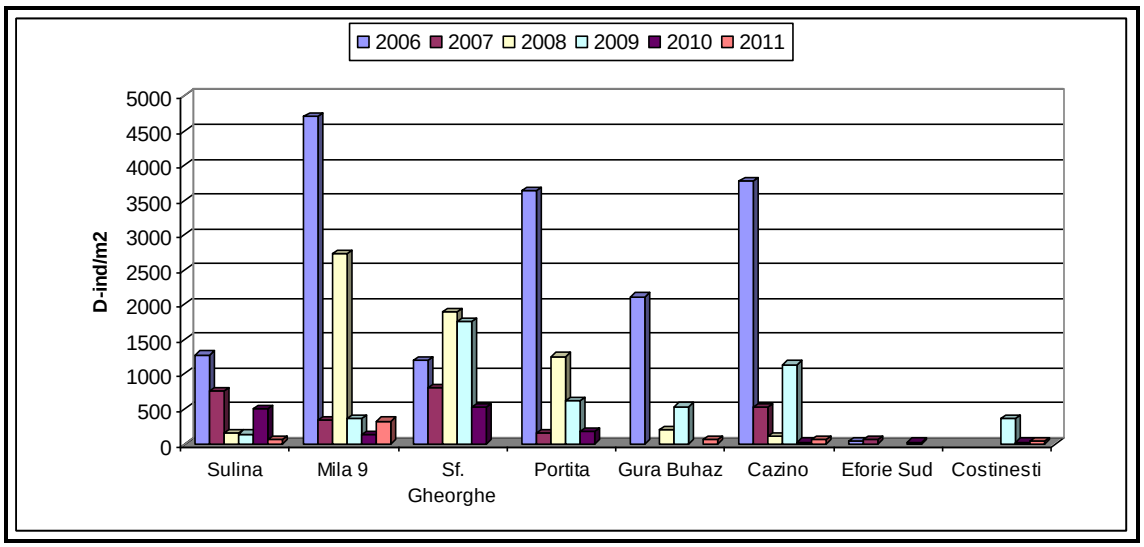


Fig. 2.3-32 Distribuţia populatiilor de *Mya arenaria* în apele sectorului românesc al Mării Negre pe baza abundenţei (ind/m^2) în perioada 2006-2011

La litoralul românesc, populaţiile de *Mya* au prezentat câteva caracteristici generale şi anume:

- au o capacitate ridicată de a-şi reface efectivele (în structura pe clase de lungime a populaţiilor, an de an au predominat exemplarele de talie mică - până la 20mm lungime);
- în cadrul asociaţiilor de moluşte sedimentofile (*Lentidium mediterraneum, Cerastoderma edule, Tellina tenuis, Venus gallina), Mya* reprezintă, în continuare, specia dominantă în ceea ce priveşte frecvenţa şi biomasa;
- ca specie oportunistă, cu o mare capacitate de regenerare, *Mya* rămâne una dintre componentele majore ale zoobentosului din biocenozele cu substrat nisipos şi mâlos.

Anadara inaequivalvis (Bruguiere 1798), bivalvă originară din zona indo-pacifică – Extremul Orient, a fost introdusă accidental în bazinul mediteranean în anii ’60. In perioada 1980-1981, a fost semnalată prima dată în zona litorală românească, la nord de Constanţa, răspândindu-se rapid şi devenind extrem de comună în zona fundurilor nisipoase sau mâloase. Exemplare izolate pot fi de asemenea întâlnite pe fundurile cu nisipuri grosiere din sudul litoralului.

In perioada 2006-2011, populaţiile de *Anadara* au fost întâlnite atât în zona de nord a litoralului, cu densităţi de până la 2.650 ind/m^2 (profilul Portiţa), cât şi în zona centrală (Cazino – 2. 244 ind/m^2) şi de sud, respectiv între 20 şi 300 ind/m^2 (Eforie Sud-Vama Veche) (Fig. 2.3-33).

Observaţiile efectuate în habitatul ocupat de *Anadara* au evidenţiat faptul că specia a intrat în echilibru cu speciile preexistente (*Cerastoderma edule, Lentidium mediterraneum)* din infralitoralul nisipos, la adâncimi de până la 30 m.

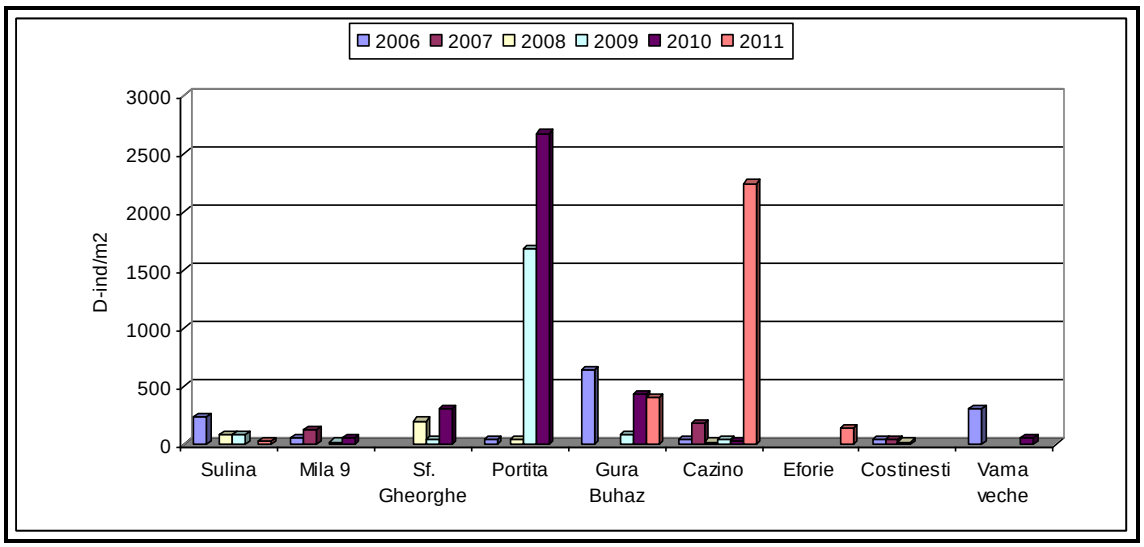


Fig. 2.3-33 Distribuţia populaţiilor de *Anadara inaequivalvis* pe baza abundenţei (ind/m^2) în apele sectorului românesc al Mării Negre, în perioada 2006-2011

Prezenţa, în structura populaţională a bivalvei *Anadara*, a indivizilor aflaţi în creştere (clasa de lungime 35 – 40mm) urmată de o generaţie de puiet (de până la 10mm lungime) reprezintă un suport pentru menţinerea echilibrului populaţional al speciei în zonele sedimentare şi în următorii ani.

Rapana venosa (Valenciensis 1846), gasteropod prădător originar din Extremul Orient, a pătruns la litoralul românesc în anii ’60 în zona gurilor Dunării, răspândindu-se rapid către sudul litoralului. Lipsa unor specii de bivalve, ca *Ostrea taurica, Modiolus adriaticus,* din unele habitate, considerate hrana lor de predilecţie, a obligat gastropodul să consume şi alte specii de bivalve, de talie mai mică şi mai fragile, precum *Venus gallina, Spisula subtruncata, Mya arenaria,* reuşind să populeze nu numai substratul stâncos, unde se întâlnesc colonii de midii (*Mytilus galloprovincialis*) la adâncimi de 4-10m, dar şi zone cu substrat nisipos, la adâncimi de până la 30m.

In urma monitorizării efectuate în 2006 şi în 2012 (prin dragaj şi observaţii făcute prin scufundare), s-au putut face aprecieri privind structura populatiilor de *Rapana* şi distribuţia de-a lungul litoralului românesc (Sulina – Vama Veche) (Fig. 2.3-34).

Astfel, structura populaţiilor a fost echilibrată în zona marină cuprinsă între Zaton şi Gura Buhaz (10-26m), fiind prezente atât exemplare tinere, care pot forma o nouă generaţie (clasa de mărime 2-10mm), cât şi exemplare mature (clasa de mărime 70-80mm), capabile de reproducere. Densităţile maxime au fost de 12 ind/m^2, cu o biomasa de 445 g/m^2 (profil Periboina – 26m), valorile medii fiind de 2 ind/m^2 şi 89 g/m^2, pe întreaga zonă investigată.

In sectorul marin central (Cazino – 30m) au fost înregistate abundenţe de 11 ind/m^2, cărora le-a corespuns o biomasă de 300 g/m^2. In aceasta zonă populaţia întâlnită a avut reprezentanţi atât din clasele de mărime cuprinse între 30 - 50mm, deci o populaţie tânară, dar şi reprezentanţi adulţi (60 - 100 mm).

In zona sudică a litoralului (Eforie Nord – Mangalia), pe substrat sedimentar, abundenţa *Rapanei* a fost mai redusă, o populaţie mai viguroasă întâlnindu-se numai pe profilul Costineşti – 20m.

In zonele cu substrat pietros, profilele 2 Mai, Mangalia, Tuzla între 4-7m adâncime, structura populaţională a *Rapanei* s-a caracterizat prin dominanţa exemplarelor adulte, capabile de reproducere. Prezenţa *Rapanei* la adâncimi mici se explică prin comportamentul natural legat de migraţia sezonieră a speciei, funcţie de temperatură - primăvara începe să se apropie de mal, vara putând fi întâlnită până la 0,5 m, pentru ca toamna să se retragă spre adânc.

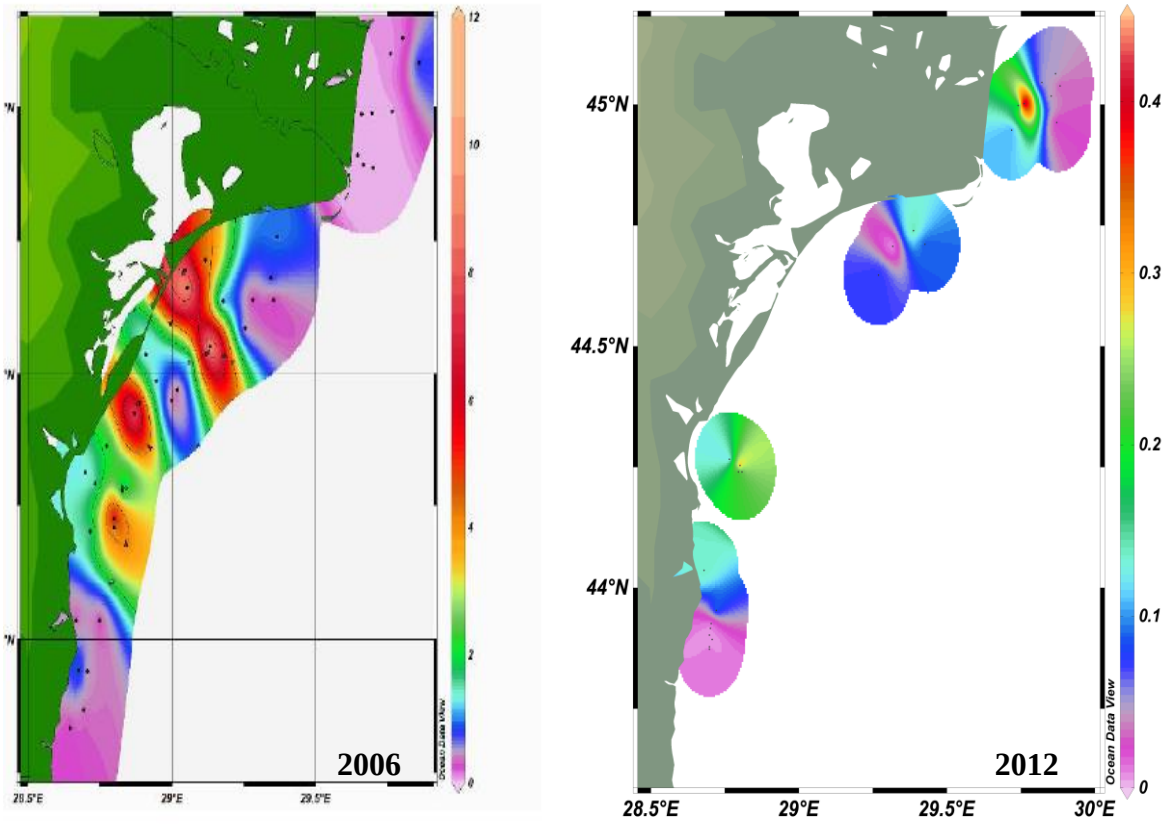


Fig. 2.3-34 Distribuţia populaţiilor de *Rapana venosa* în apele sectorului românesc al Mării Negre pe baza abundenţei (ind/m^2), în 2006 şi 2012

Studiile biometrice corelate cu regimul trofic au scos în evidenţă faptul că, în condiţiile biotopurilor infralitoralului nisipos, unde *Rapana* nu are la dispozitie ca hrană decât bivalve precum *Chione gallina*, *Cerastoderma edule* sau *Mya arenaria*, creşterea acesteia este încetinită, iar populaţiile sunt dominate de exemplare de talie mai mică, 10-20mm.

In infralitoralul stâncos, unde resursele trofice sunt reprezentate de midiile de piatră, populaţiile de *Rapana* sunt formate în general din exemplare de talie mare, apte pentru reproducere. Această situaţie poate reflecta tendinţa progresivă de mărire a efectivelor lor în următorii ani, atât pe funduri stâncoase, cât şi pe cele sedimentare, fiind una dintre cele mai comune şi răspândite specii de gasteropode invazive de-a lungul litoralului românesc.

Doridella obscura (Verrill 1870), gasteropod nudibranhiat, de origine nord-atlantică, a fost semnalat în dreptul litoralului românesc în 1996, pe digurile din nordul şi sudul golfului Mamaia. Ulterior a fost regăsit, în mod constant, în aceeaşi zonă indicând o populaţie stabilă, capabilă să se reproducă.

Din punct de vedere ecologic, *D. obscura* este o specie tolerantă atât la salinitate, cât şi la temperatură (de la 2-3^0 C la peste 23^{0}C), acesta fiind unul dintre motivele aclimatizării sale rapide în bazinul pontic. In ceea ce priveşte regimul trofic, acest gasteropod este un răpitor specializat exclusiv pe briozoare, în habitatul său atlantic fiind semnalat, în special, pe coloniile de *Electra crustulenta.*

In zona costieră românească, *D. obscura* a fost identificată pe colonii de *Conopeum seurati*, briozoar extrem de abundent atât pe substrat pietros, cât şi pe coloniile de midii.

Specia ocupă o nişă trofică insuficient exploatată, în Marea Neagra necunoscându-se prădători care se hrănesc exclusiv cu colonii de briozoare. Tinând cont de prolificitatea dovedită a noului imigrant (o femelă poate depune 5-6 ponte în interval de o săptămână, fiecare pontă conţinând mii de ouă) şi, mai ales, de lipsa de concurenţă la hrană, în viitor se poate aprecia ca această specie, care se adaugă gasteropodelor nudibranhiate autohtone, se va dezvolta după

modelul altor imigranţi nord-atlantici sau indo-pacifici care au găsit teren propice de viaţă în Marea Neagră.

Eriocheir sinensis (Milne-Edwards, 1854), crabul chinezesc, originar din Extremul Orient - Marea Galbenă şi Marea Chinei de Sud, a fost semnalat la litoralul românesc în 1997 în partea de nord a golfului Musura (Sulina) în zona gurilor Dunării. În prezent, această specie apare în mai multe puncte ale Deltei Dunării, cu populaţii viabile integrându-se din ce în ce mai mult în asociaţiile de organisme autohtone, dar fără ca aceste populaţii să atingă efective importante până în acest moment. Motivul ar putea fi acela că în Deltă există specii concurente - racii autohtoni, *Astacus leptodactylus.*

Specia este în faza iniţială a aclimatizării în zona litoralului românesc, motiv pentru care nu se cunosc influenţele pe care ar putea să le aibă asupra altor specii native. Este nevoie de monitorizarea speciei în arealul în care s-a stabilit.

Callinectes sapidus (Rathbun, 1896), crabul albastru american**,** originar de pe coastele atlantice ale Americii de Nord, a fost semnalat la litoralul românesc în 1998. În sudul litoralului au fost identificate exemplare mari din această specie. Larg tolerant faţă de limitele de salinitate şi temperatură, crabul albastru este întâlnit în apele de mică adâncime din apropierea coastelor, mai ales la gurile de vărsare ale râurilor şi fluviilor, pe funduri sedimentare, nisipoase sau mâloase.

Prin reducerea efectivelor unor crabi marini autohtoni, de talie medie şi mare, ca *Eriphia spinifrons* şi *Carcinus maenas,* foarte comuni în trecut pe fundurile pietroase de la sud de Constanţa, au rămas parţial descoperite nişe trofice favorabile dezvoltării speciei *Callinectes sapidus*. Noua specie imigrantă s-ar putea integra astfel mai uşor, luând locul unor specii autohtone.

Dyspanopeus sayi (Smith,1869), crab originar de pe coastele atlantice ale SUA, a fost semnalat la litoralul românesc în zona portului Constanţa şi Agigea, în 2009. Se presupune însă, că specia ar fi apărut în Marea Neagră între 2002 şi 2006, ţinând cont de faptul că ciclul de dezvoltare este de cel puţin trei ani pentru a ajunge la maturitate, a se reproduce şi răspândi.

In septembrie-octombrie 2009, au fost identificate 79 exemplare, dintre care 5 femele ovigere, în habitatele stâncoase ocupate de midiile de piatră *Mytillus galloprovincialis* şi *Mytilaster lineatus*, hrana de bază a acestei specii de decapod prădător (Micu et all, 2010). Ambele specii de bivalve sunt abundente în cele două locaţii din care s-au colectat exemplarele de crab (portul Constanţa şi Agigea), prejudiciile aduse în ecosistem prin activitatea prădătoare a acestuia neputând fi încă demonstrate, chiar dacă prezenţa lui este de cel puţin trei ani în zonă. Este încă prea devreme pentru a putea cunoaşte impactul speciei asupra populaţiilor autohtone de moluşte.

Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835), crab originar de pe coastele Pacificului, a fost semnalat la litoralul românesc în zona portului Tomis, Constanta, în august 2008 (un singur exemplar adult, mascul). Investigaţiile ulterioare efectuate prin scufundare, bilunar, timp de un an, nu au mai indicat prezenţa speciei în zona iniţială de semnalare, dar nici pe un areal mai extins (porturile Agigea, Midia, Mangalia – zone potenţiale de introducere) (Micu, Nita, 2009). Aceasta demonstrează că a existat un număr mic de indivizi introduşi, fiind insuficient pentru a forma aşa numita « populaţie fondatoare ».

Populaţia fondatoare reprezintă grupul iniţial de organisme ale aceleeaşi specii care s-a stabilit în noul mediu. Un număr minim al populaţiei viabile este de obicei necesar pentru ca să se extindă cu succes, mărimea populaţiei putând varia în funcţie de specie, dar şi de condiţiile de mediu. Observaţiile au arătat că toate speciile marine non-indigene tind a avea o fază târzie de răspândire, timp în care ele au o abundenţă scăzută, impactul lor nefiind virulent.

Palaemon macrodactylus (Rathbun,1902), crevetele asiatic, originar din Extremul Orient, a fost semnalat prima dată la litoralul românesc în 2009, în zona portului Constanţa şi baia Mamaia. Se apreciază că pătrunderea ar fi avut loc în perioada 2000-2002, specia având un ciclu de dezvoltare care se întinde pe 3 ani.

In septembrie 2009 au fost identificate 909 exemplare de-a lungul litoralului românesc în locaţiile: Periboina, Edighiol, portul Midia, Baia Mamaia, portul Constanţa Eforie, lacul Mangalia (Micu, Nita, 2009). Este o specie prădătoare, întâlnită atât pe fundurile sedimentare, cât şi pe cele stâncoase, putând pătrunde şi în interiorul estuarelor, unde de regulă nu are concurenţă din partea speciilor indigene (Skolka, et all, 2010). Hrana de bază a acestui crevete prădător o constituie crustaceele, polichetele, bivalvele de talie mică.

Tinând cont că *P. macrodactylus* a pătruns la litoralul românesc încă din 2002 (poate un an mai devreme) până în prezent nu au fost semnalate efecte ecologice distructive asupra speciilor native.

Introducerea de specii noi nu s- remarcat doar l nivelul bentosului ci şi la nivelul planctonului. Astfel, una dintre speciile străine invazive cu impact semnificativ asupra faunei locale este ctenoforul planctonofag ***Mnemiopsis leidyi*** (Agassiz, 1865) ajuns prin intermediul apelor de balast ale navelor maritime care veneau din America de Nord. Specia a fost menţionată pentru prima dată în 1982 în regiunea de nord-est a Mării Negre, de unde s-a răspândit rapid în întregul bazin pontic, fiind citată în apele litorale româneşti în 1987. Succesul invaziei lui *Mnemiopsis* a fost determinat, aşa cum se întâmplă cu orice specie pătrunsă într-un ecosistem nou, de numeroşi factori, fără să se poată cuantifica care anume a fost determinant, acesta fiind o specie hermafrodită auto-reproducătoare cu o strategie reproductivă ideală pentru colonizarea de noi locuri. Totodată, este capabil să reziste la transportul în apele de balast timp îndelungat fiind capabil să supravieţuiască trei sau patru săptămâni fără hrană prin reducerea taliei. Fiind un prădător vorace, neselectiv, hrănindu-se cu zooplancton, dar şi cu ihtioplancton (icre şi larve de peşti). Implicaţiile ecologice ale pătrunderii acestui ctenofor imigrant au fost dintre cele mai severe, ele manifestându-se în toată Marea Neagră, inclusiv în apele româneşti, producând un declin semnificativ al cantităţilor tuturor speciilor zooplanctonice, în special a celor cu valoare trofică pentru peşti. De asemenea, prezenţa ctenoforului gelatinos a avut un impact negativ asupra reproducerii speciilor de peşti, supravieţuirii juvenililor şi nivelului de recrutare a stocurilor.

Incepând cu 1994, monitoringul de mediu efectuat la litoralul romanesc a evidenţiat îmbunătăţirea stării de conservare a tuturor componentelor biotice, inclusiv a zooplanctonului şi ihtiofaunei. Unul dintre motivele acestei îmbunătăţiri este considerat scăderea presiunii ecologice exercitate de populaţiile lui *Mnemiopsis*, prin scăderea cantităţilor sale. Scăderea presiunii s-a repercutat şi în creşterea densităţilor ctenoforului autohton *Pleurobrachia rhodopis*, a cărui nişă ecologică fusese ocupată de *Mnemiopsis*. In prezent, ctenoforul a devenit specie dominantă în macrozooplanctonul Mării Negre, chiar dacă efectivele sale nu mai ating aceleaşi valori ca în perioada creşterii exponentiale a populaţiilor sale.

Ctenoforul ***Beroe ovata*** **(**Bruguiere, 1789) reprezintă cea mai recentă prezenţă a unei specii non-indigene zooplanctonice la litoralul românesc. In Marea Neagra a apărut în 1997, în 1999 ocupând deja întreaga zonă de nord-est a mării. La litoralul românesc, primele exemplare juvenile au fost surprinse în probele de zooplancton în 1998, de atunci rămânând constant în probe. Pătrunderea lui *Beroe ovata* în Marea Neagră este un eveniment cu dublă semnificaţie ecologică, pe de o parte pentru biodiversitatea Mării Negre, fauna îmbogăţindu-se cu încă o specie, ridicând numărul speciilor de ctenofore la 4 (dintre care 3 pătrunse în ultimii 20 ani). Pe de altă parte, speciile acestui gen de ctenofore nude sunt specializate pentru consumarea altor ctenofore, fiind astfel primul consumator al populaţiilor abundente de *Mnemiopsis*. Prezenţa exemplarelor juvenile de talie mică în probele de zooplancton indică faptul ca în mod cert este vorba de o populaţie care se dezvoltă local.

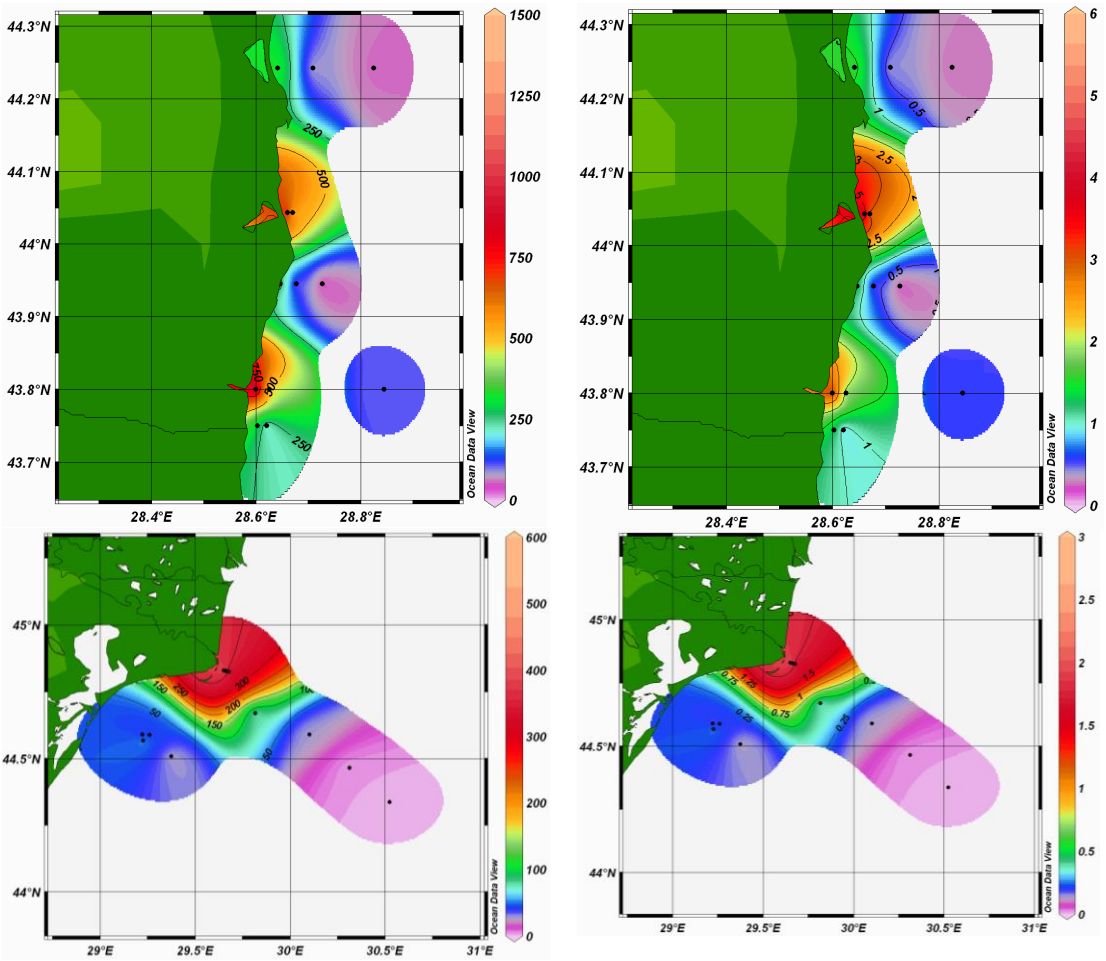
Oithona brevicornis (Giesbrecht, 1892) a fost identificată la litoralul românesc pentru prima dată în luna august 2010. Această specie a fost semnalată pentru prima dată în apele Mării Negre în 2001 în Golful Sevastopol sub forma a două exemplare izolate (Zagorodnyaya 2002), ulterior în 2005 şi 2006 specia fiind observată în aceeaşi locaţie dar cu populaţii mult mai abundente reprezentate de toate stadiile de dezvoltare inclusiv adulţi (Gubanova şi Altukhov 2007).

Ca alţi invadatorii recenţi din planctonul Mării Negre copepodul *Acartia tonsa* Dana, 1849, ctenoforele *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 şi *Beroe ovata* Bruguière, 1789, *Oithona brevicornis*, a fost cel mai probabil, adusă în Marea Neagră în apele de balast a vapoarelor.

Accesibilitate sau rezistenţa scăzută a comunităţii zooplanctonice native la invazia lui *Oithona brevicornis* a fost precondiţionată şi de invaziile anterioare ale lui *Mnemiopsis leidyi* şi *Beroe ovata*. Invazia extrem de distructive a lui *Mnemiopsis leidyi* în Marea Neagră la începutul anilor 1980 a crescut extrem de mult presiune consumului de plancton la sfârşitul anilor 1980 - începutul anilor 1990, mai ales în timpul sezonului de vară şi toamnă. Ca urmare, unele specii indigene, printre care şi copepodul ciclopid *Oithona nana,* care înregistra maximul de densitate şi biomasă în toamnă, a dispărut complet din comunitatea planctonică. De asemenea, în acelaşi timp, densitatea altor specii planctonice a scăzut drastic. La sfârşitul anilor 1990, ca urmare a invaziei accidentale a altui ctenofor, *Beroe ovata,* consumator al lui Mnemiopsis leidyi, a condus la o scădere a presiunii consumului de zooplancton, mai ales în timpul verii şi toamna, perioadă de maximă dezvoltare a lui *Beroe ovata*.

Prin urmare, se poate considera că succesul stabilirii lui *Oithona brevicornis* se datorează reducerii drastice până aproape de dispariţie a populaţiilor lui *Oithona nana*, specie care ocupa aceeaşi nişe în ecosistem.

După cum am menţionat anterior *Oithona brevicornis* a fost identificată pentru prima dată la litoralul românesc în luna august 2010 când a fost identificată în toate probele colectate (Fig 1). Valorile maxime de densitate şi biomasă au fost înregistrate în staţiile de mal ale profilelor Eforie Sud şi Mangalia, zone aflate în imediata apropiere a unor zone cu potenţial ridicat de introducere de specii noi, portul Constanţa şi Mangalia (Fig 1). De asemenea în luna septembrie specia a fost identificată din nou în toate probele colectate dar de această dată cu densităţi şi biomase mai mici decât în luna precedentă, cu valoarea maximă în staţia SG 2 a profilului Sf. Gheorghe (Fig 1). Situaţia corespunde descrierii modului de dezvoltare din alte zone ale Mării Negre în care specia a mai fost identificată (Gubanova şi Altukhov 2007, Selifonova, 2009).



densitate (ind.m^{-3}) biomasă (mg.m^{-3})

Fig 1 - Distribuţia copepodului *Oithona brevicornis* la litoralul românesc în 2010

2.4 Alte caracteristici

Analiza caracteristicilor apelor marine româneşti s-a făcut în conformitate cu **Tabelul 1 – Caracteristici** a **Anexei III - Lista orientativă de caracteristici, presiuni şi impacturi** a DCSM.

Alte caracteristici	Descrierea situației în privința substanțelor chimice, inclusiv a substanțelor chimice cu efecte negative, a contaminării sedimentelor, punctelor calde, chestiunilor sanitare și contaminării biotei (în special acelei biote destinate consumului uman)
	O descriere a tuturor celorlalte particularități sau caracteristici tipice sau distinctive ale regiunii sau subregiunii marine.

Substanţe contaminante

Starea ecosistemului marin din punctul de vedere al substanţelor contaminante este apreciată pe baza indicatorilor recomandaţi de Directiva Cadru Apa (2000/60/CEE) şi Directiva Cadru Strategia Marină (2008/56/CEE) şi a parametrilor stabiliţi de Grupul Consultativ pentru Monitoringul şi Evaluarea Poluării din cadrul Comisiei Mării Negre, astfel:

-prezenta în apa marină de suprafaţă a substanţelor chimice periculoase: hidrocarburi petroliere totale, metale grele, pesticide organo-clorurate, hidrocarburi poliaromatice (PAH);

-gradul de contaminare al sedimentelor superficiale cu substanţe chimice periculoase: hidrocarburi petroliere totale, metale grele, pesticide organo-clorurate, hidrocarburi poliaromatice (PAH);

-bioacumularea substanţelor chimice periculoase (metale grele, pesticide organo-clorurate) în moluţtele marine.

Expediţiile de prelevare a probelor de apă, sedimente superficiale şi biota cu nava de cercetare „Steaua de Mare 1” se desfăşoara cu o frecvenţă de 2-4 ori/an, urmărind reţeaua de cca. 40 de staţii de monitoring dispuse de-a lungul întregului litoral românesc, pe fâşia batimetrică cuprinsă între 0 – 60 m.

2.4.1 Metale grele

Contaminarea cu metale grele a mediului marin poate fi corelată cu surse urbane sau industriale, precum fabrici, centrale termoelectrice, facilitaţi portuare, staţii de epurare. Influenţa râurilor asupra zonelor costiere este semnificativă, constituind o sursă majoră de metale, in special în forme particulate, evenimentele hidrologice extreme (inundaţii) contribuind la intensificarea acestui aport. Fluxurile atmosferice de metale, demonstrând atât influenţe naturale, cât şi antropice, sunt de asemenea considerate a avea o pondere importantă pentru mările europene, atât in zonele de coastă, cât şi la nivel de bazin, depinzând şi de variabilitatea condiţiilor meteorologice şi climatologice locale.

Procesele biogeochimice şi nivelurile naturale ale metalelor în mediul marin depind de numeroşi factori, precum tipul rocii sedimentare, conţinutul de oxigen, curenţi, salinitate, pH, ș.a. Răspândirea metalelor în apă, sedimente şi atmosferă rezultă din prezenţa lor în crusta terestră. În concentraţiile lor naturale metalele joacă un rol esenţial în multe procese biochimice din organism, dar orice concentraţie ce o depăşeşte pe cea de fond, ca rezultat al activităţilor antropice, poate deveni toxică (OSPAR, 1992).

Sursele generale de poluare a mediului marin sunt reprezentate de: oraşe şi industrii costiere; ape uzate şi reziduuri industriale; deşeuri menajere şi ape pluviale; transport naval; descărcarea deşeurilor în mare; epave; muniţie pierdută sau aruncată intenţionat; platforme de foraj marin; depuneri atmosferice (UNEP, 2002; 2006).

Sursele terestre care generează metale grele sunt reprezentate în principal de staţiile de epurare a apelor uzate, industrii, minerit, agricultură. Metalele sunt transportate fie în forme dizolvate în apă sau ca parte integrantă a sedimentelor. Odată ajunse în mediul acvatic, acestea pot urma mai multe căi: dizolvate în coloana de apă, stocate în sedimente, volatilizate în atmosferă, preluate de organisme.

Metalele sunt generate şi în urma proceselor naturale de eroziune a rocilor. Acest proces este intensificat în urma activităţilor extractive miniere ce expun astfel diverse minereuri care conţin metale. Scurgerile de la haldele de reziduuri şi iazurile de decantare introduc cantităţi substanţiale de metale în resursele de apă.

Orice activitate care implică extracţia sau procesarea metalelor reprezintă o sursă de particule fine metalice, dispersate în atmosferă. Ruginirea şi alte forme de coroziune duc la răspândirea în mediu a metalelor, în timpul utilizării sau depozitării diverselor echipamente metalice. Arderea combustibililor fosili sau a diverselor categorii de deşeuri de asemenea produce eliberarea în atmosferă a metalelor.

Cea mai mare depunere a particulelor metalice se produce evident în vecinătatea minelor, topitoriilor, sau altor categorii de activităţi de procesare a metalelor, care reprezintă sursele majore de emisie. Dar majoritatea particulelor sunt atât de mici, încât pot fi transportate pe distanţe enorme de către vânt.

Şi transportul rutier este responsabil de emisii importante de plumb, în urma folosirii combustibililor care conţin ca aditiv compuşi cu plumb.

Metalele eliberate în atmosferă se depun la nivelul solului, unde rămân pe termen lung. În anumite condiţii, de exemplu la scăderea pH-ului, metalele din sol sunt solubilizate şi ajung în resursele de apă învecinate.

În afară de sursele difuze, apele costiere pot fi afectate direct de descărcări ale surselor locale de poluare (ape uzate municipale şi industriale). Aşa cum s-a observat în multe zone marine, chiar în cazul în care emisiile de metale sunt reduse sau chiar stopate, sedimentele din imediata vecinătate a surselor rămân poluate mult timp după încetarea emisiilor, refacerea ecosistemului fiind un proces îndelungat. În plus, metalele din straturile sedimentare pot fi reluate în coloana de apă.

Monitoringul metalelor grele în perioada 2006 - 2011 s-a efectuat prin analiza a 529 eşantioane de apă marină (orizont suprafaţă), 419 sedimente superficiale şi 84 eşantioane de moluşte, prelevate din 44 de staţii de monitorizare, dispuse pe 13 profile de-a lungul ţărmului românesc, fâşia batimetrică 0 - 60 m). Prelucrarea preliminară a probelor s-a efectuat conform metodelor de referinţă recomandate în studiul poluării marine (UNEP, 1993; 1995).

Sedimentele au fost uscate prin liofilizare şi apoi bine omogenizate, după îndepărtarea fragmentelor grosiere (> 1mm). Prelucrarea ulterioară a eşantioanelor a constat în tratamentul cu acid concentrat (HNO_3 Suprapur), urmată de procesul de digestie în cuptorul cu microunde. La terminarea mineralizării, probele au fost reluate în balon cotat de 100 ml, cu apă deionizată.

Metalele totale au fost determinate în eşantioanele de apă marină nefiltrate, acidifiate în prealabil până la pH 2 cu acid azotic. Acidul are rol în conservare, în solubilizarea metalelor aflate în formă particulată, precum şi ca modificator de matrice, diminuând interferenţele provocate de săruri. Determinarea analitică a conţinutului de cupru, cadmiu, plumb, nichel şi crom s-a efectuat prin metoda spectrometriei cu absorbţie atomică, folosind un instrument model SOLAAR M6 DUAL Zeeman, Thermo Electron – UNICAM.

Sinteza informaţiilor privind problematica contaminării chimice

Condiţiile fizico-chimice şi hidrodinamice din apele marine influenţează căile de transport şi distribuţie ale metalelor grele. Metalele prezente în apă pot suferi reacţii de complexare, schimburi ionice sau precipitare, în urma cărora se acumulează în substratul sedimentar, de unde pot fi ulterior reluate în coloana de apă. Datorită tuturor acestor factori, concentraţiile metalelor grele în apa marină sunt semnificativ influenţate de variaţiile spaţiale (adâncime, apropierea de gura de vărsare fluvială sau de sursa de contaminare) sau temporale (sezon).

Sedimentele costiere prezintă un grad de variabilitate mai redus faţă de coloana de apă. Totuşi, metalele nu sunt fixate permanent în sediment. Variaţia parametrilor fizico-chimici în coloana de apă (pH, salinitate, potenţial redox şi concentraţia liganzilor organici) determină eliberarea metalelor din sediment în coloana de apă.

Asimilarea metalelor de către biota este condiţionată de o serie de procese fizico-chimice şi biologice care determină solubilizarea şi biodisponibilitatea acestora (Wang si Fisher, 1997). Concentraţii ridicate de metale în mediu afectează biota prin capacitatea lor de bioacumulare, transferându-se de-a lungul lanţului trofic şi ajungând în final la consumatorii umani.

2.4.1.1 Coloana de apă

Concentraţiilor metalelor grele în apa marină observate în perioada 2006 - 2011 înregistrează următoarele valori medii şi domenii de variaţie: cupru 10,02 ±13,77 µg/L (0,01-93,51 µg/L); cadmiu 0,99 ± 1,26 µg/L (0,01-18,32 µg/L); plumb 3,78 ± 6,03 µg/L (0,01-51,97 µg/L); nichel 3,65 ± 4,40 µg/L (0,01-30,59 µg/L); crom 3,84 ± 6,26 µg/L (0,01-59,74 µg/L). (Fig. 2.4-1).

În raport cu standardele de calitate a mediului în domeniul apei recomandate de legislaţia naţională (Ord. 161/2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă), procentul eşantioanelor investigate în perioada 2006-2011 care depăşesc limitele propuse variază funcţie de element, zonă, sezon, evenimente hidrologice deosebite, astfel: cupru 7,8 %; cadmiu 1,2 %; plumb 9,4%; nichel si crom 0%. (Fig. 2.4-1).

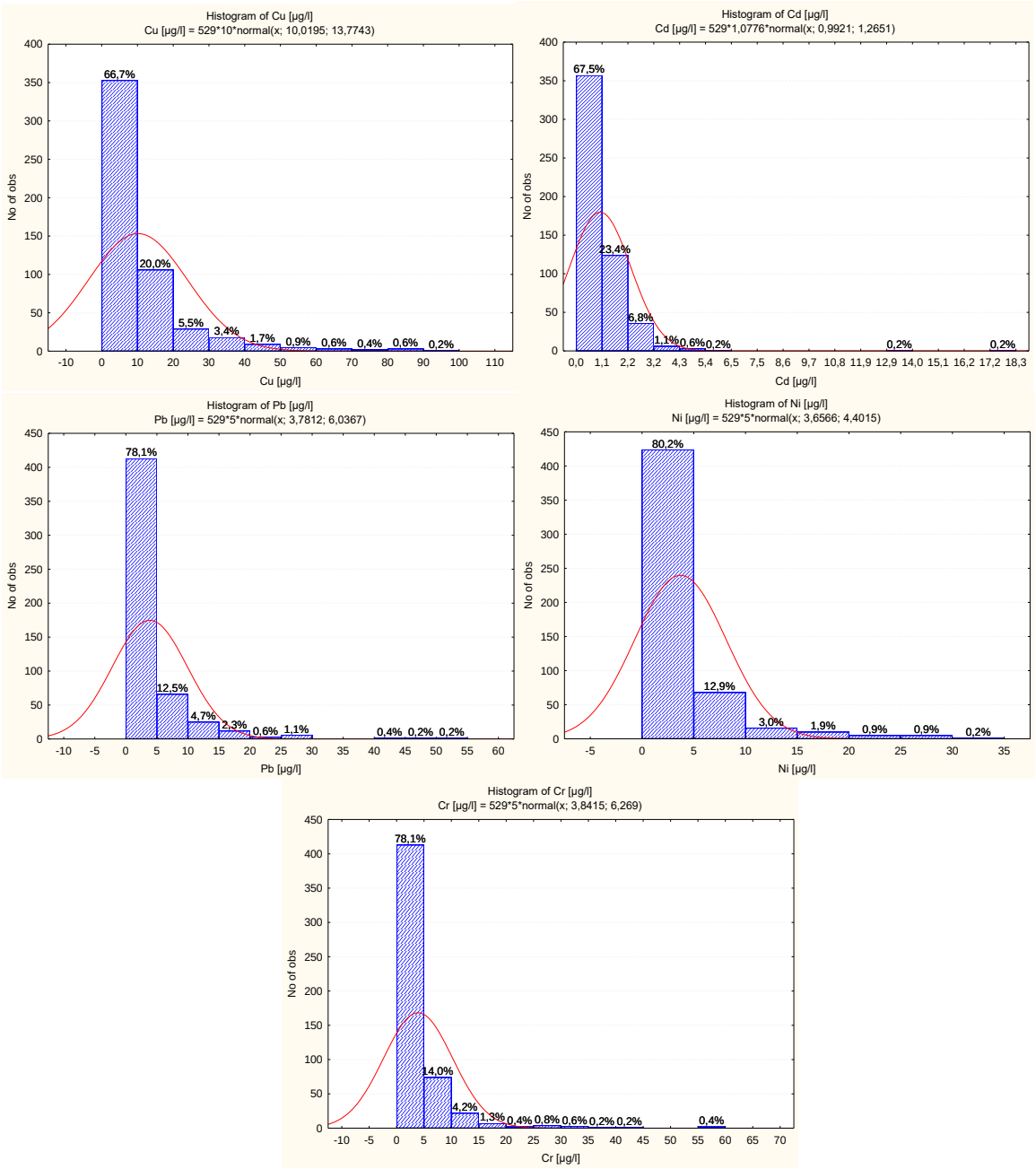


Fig. 2.4-1 Distribuţia valorilor de concentraţie a metalelor grele în apa marină în perioada 2006-2011

2.4.1.2 Sedimente

Acumularea metalelor grele în sedimentele marine superficiale investigate în perioada 2006 – 2011 a fost caracterizată de următoarele valori medii şi limite de variaţie: cupru 33,05 ± 27,54 µg/g (0,53 – 147,84 µg/g); cadmiu 1,03 ± 1,52 µg/g (0,01 - 9,63 µg/g); plumb 26,71 ± 26,16 µg/g (0,10 - 300,78 µg/g); nichel 36,54 ± 25,93 µg/g (0,40 – 211,73 µg/g); crom 44,58 ± 31,08 µg/g (1,34 – 231 µg/g) (Fig. 2.4-2).

În raport cu standardele de calitate pentru sedimentele marine recomandate de legislaţia naţională (Ord. 161/2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă), procentul eşantioanelor investigate în perioada 2006 - 2011 care depăşesc limitele propuse variază funcţie de element, zonă, caracteristici sedimentare, astfel: cupru 37,5 %; cadmiu 30,5 %; plumb 5,5%; nichel 39,3% si crom 3,8% (Fig. 2.4-2).

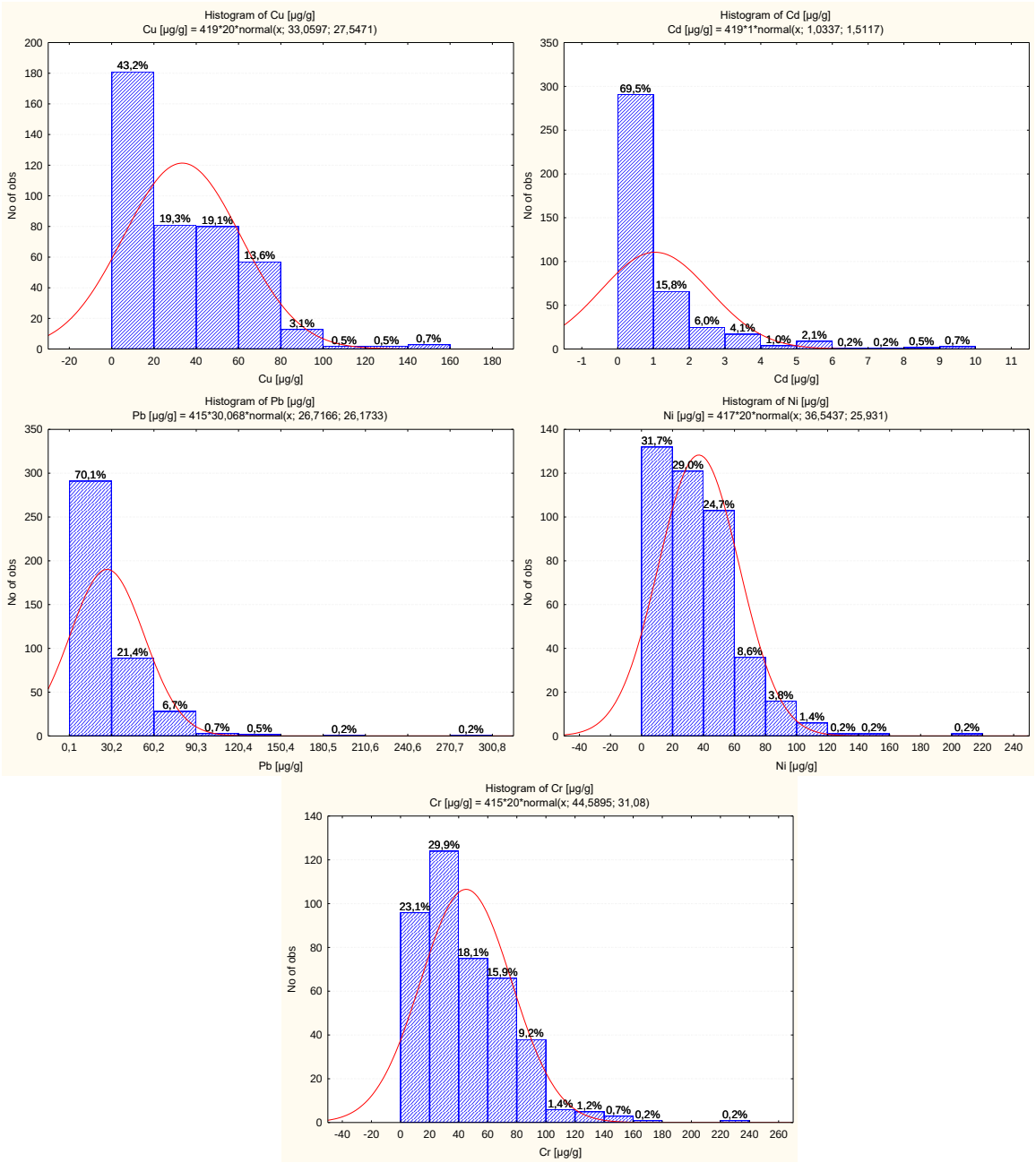


Fig. 2.4-2 Distribuţia valorilor de concentraţie a metalelor grele în sedimentele marine în perioada 2006-2011

2.4.1.3 Biota

În situaţia în care cantităţi suplimentare de metale grele sunt introduse în mediul marin din surse industriale sau menajere, acestea pătrund în ciclurile biogeochimice şi interferă cu funcţionarea normală a ecosistemelor. Organismele marine sunt continuu expuse la concentraţii variabile de metale în apa marină, în special în zonele costiere afectate de activităţi antropice.

Organismele vii prezintă o anumită selectivitate în acumularea metalelor, trebuind făcută o distincţie între metalele esenţiale şi cele neesenţiale. Metalele esenţiale precum cupru, zinc, mangan, fier sau cobalt sunt componente vitale ale multor enzime şi pigmenţi respiratori. În consecinţă, organismele marine trebuie să asigure ţesuturilor metale în cantităţi suficiente pentru necesităţile metabolice şi respiratorii. Deficienţa acestor metale, dar în egală măsură şi acumularea peste anumite niveluri, produc efecte dăunătoare (White si Rainbow, 1985).

Metalele neesenţiale (plumb, arsen, mercur, cadmiu) sunt foarte toxice, chiar la niveluri foarte scăzute, mai ales dacă se acumulează la nivelul situsurilor metabolic active. Organismul este obligat să limiteze acumularea metalelor neesenţiale sau să le treacă în forme netoxice. Metalele toxice interferă cu funcţiile metabolice normale ale elementelor esenţiale. Prin legarea la macromoleculele proteice se produce o perturbare a funcţiei biologice normale. Formarea catalizată de metale a radicalilor liberi de oxigen este implicată în producerea multor modificări patologice, inclusiv mutageneză, carcinogeneză şi îmbătrânire (Depledge si Rainbow, 1990).

Astfel, deşi metalele sunt componente esenţiale ale vieţii, devin dăunătoare când sunt prezente în exces. Creşterea nivelurilor biodisponibile în mediul marin reprezintă o problemă pentru sănătatea umană şi a ecosistemelor marine.

Bioacumularea metalelor grele in molustele marine investigate in perioada 2006 – 2011 a fost caracterizata de urmatoarele valori medii si domenii de variatie:

-*Mytilus galloprovincialis*: cupru 2,61 ± 1,80 µg/g (0,91 – 10,77 µg/g); cadmiu 0,36 ± 0,39 µg/g (0,05 – 1,98 µg/g); plumb 0,98 ± 1,78 µg/g (0,02 – 10,29 µg/g); nichel 1,05 ± 0,55 µg/g (0,11 – 2,66 µg/g); crom 0,97 ± 1,13 µg/g (0,01 – 6,07 µg/g). (Fig. 3.4.1.3.).

-*Rapana venosa*: cupru 16,26 ± 6,71 µg/g (2,44 – 29,89 µg/g); cadmiu 0,86 ± 0,89 µg/g (0,03 – 3,74 µg/g); plumb 1,71 ± 3,27 µg/g (0,02 – 15,67 µg/g); nichel 1,76 ± 4,14 µg/g (0,09 – 19,55 µg/g); crom 0,90 ± 1,10 µg/g (0,03 – 4,19 µg/g).

-*Scapharca inequivalvis*: cupru 2,30 ± 0,57 µg/g (1,36 – 3,29 µg/g); cadmiu 1,01 ± 0,56 µg/g (0,32 – 2,05 µg/g); plumb 0,59 ± 0,59 µg/g (0,02 – 2,14 µg/g); nichel 0,91 ± 0,48 µg/g (0,02 – 2,28 µg/g); crom 0,77 ± 0,53 (0,17 – 1,85 µg/g).

Marea majoritate a eşantioanelor de midii investigate în perioada 2006 – 2011 prezintă valori de acumulare a metalelor grele înscrise în domeniile normale de variabilitate, astfel: cupru 95% valori < 5 µg/g; cadmiu 93% valori < 1 µg/g; plumb 78% valori < 1,5 µg/g; nichel 94% valori < 2 µg/g; crom 93% valori < 2 µg/g (Fig. 2.4-3).

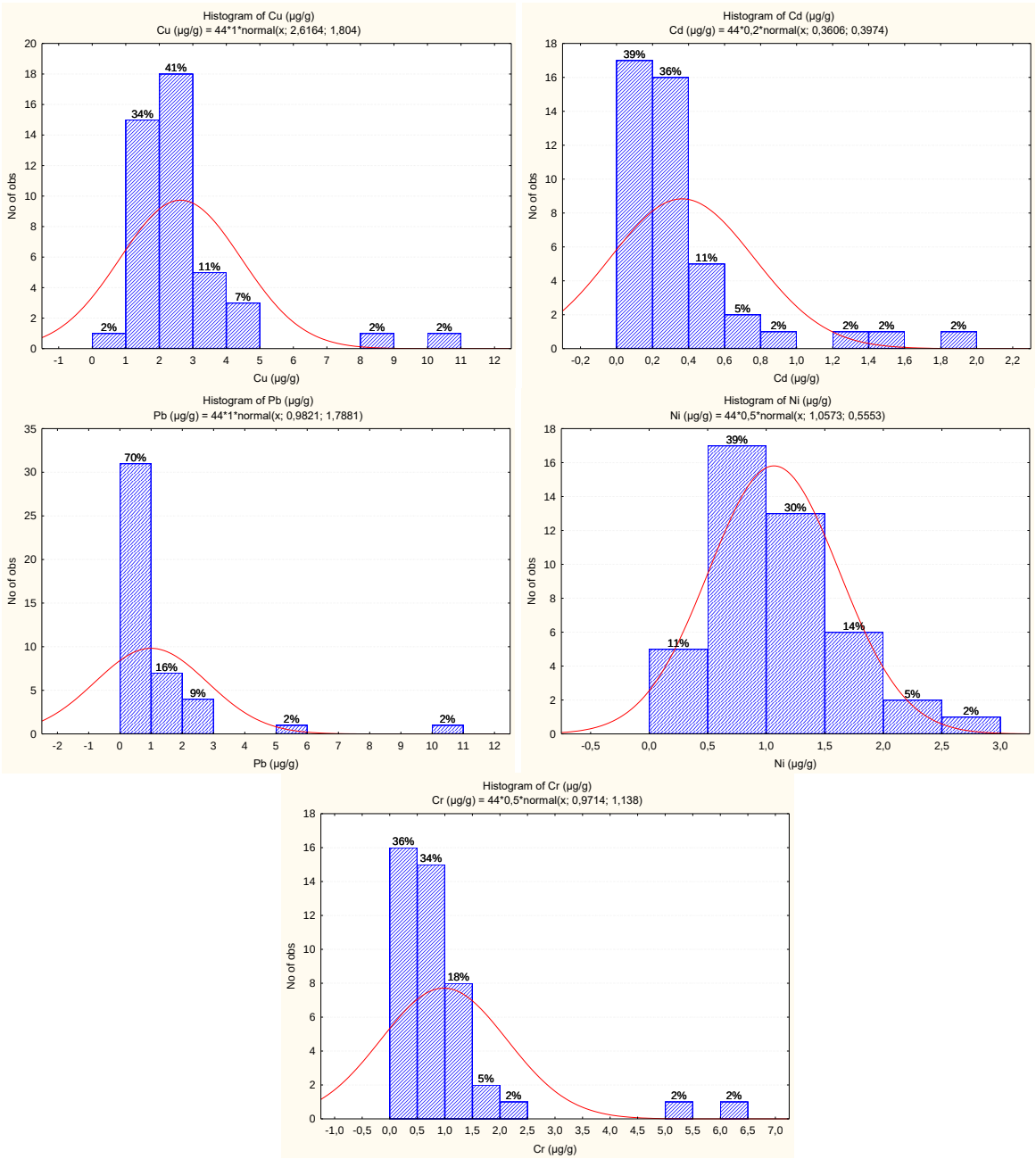


Fig. 2.4-3. Distribuţia concentraţiilor metalelor grele în *Mytilus galloprovincialis* în perioada 2006-2011

2.4.1.4 Distributie spaţială, identificarea zonelor cu probleme potenţiale (hot-spoturi)

Diferenţele de distribuţie spaţială a concentraţiilor metalelor grele în *apele marine* evidenţiază în unele cazuri contribuţia fluvială în sectorul nordic (plumb, nichel, crom), precum şi a surselor terestre de poluare în sectorul sudic (plumb, crom) (Mangalia, Constanţa Sud). In comparaţie, valorile observate în apele marine de-a lungul profilului Est Constanţa, care merge până la 30 nm în larg, sunt adesea diminuate (cupru, cadmiu, crom) (Fig. 2.4-4).

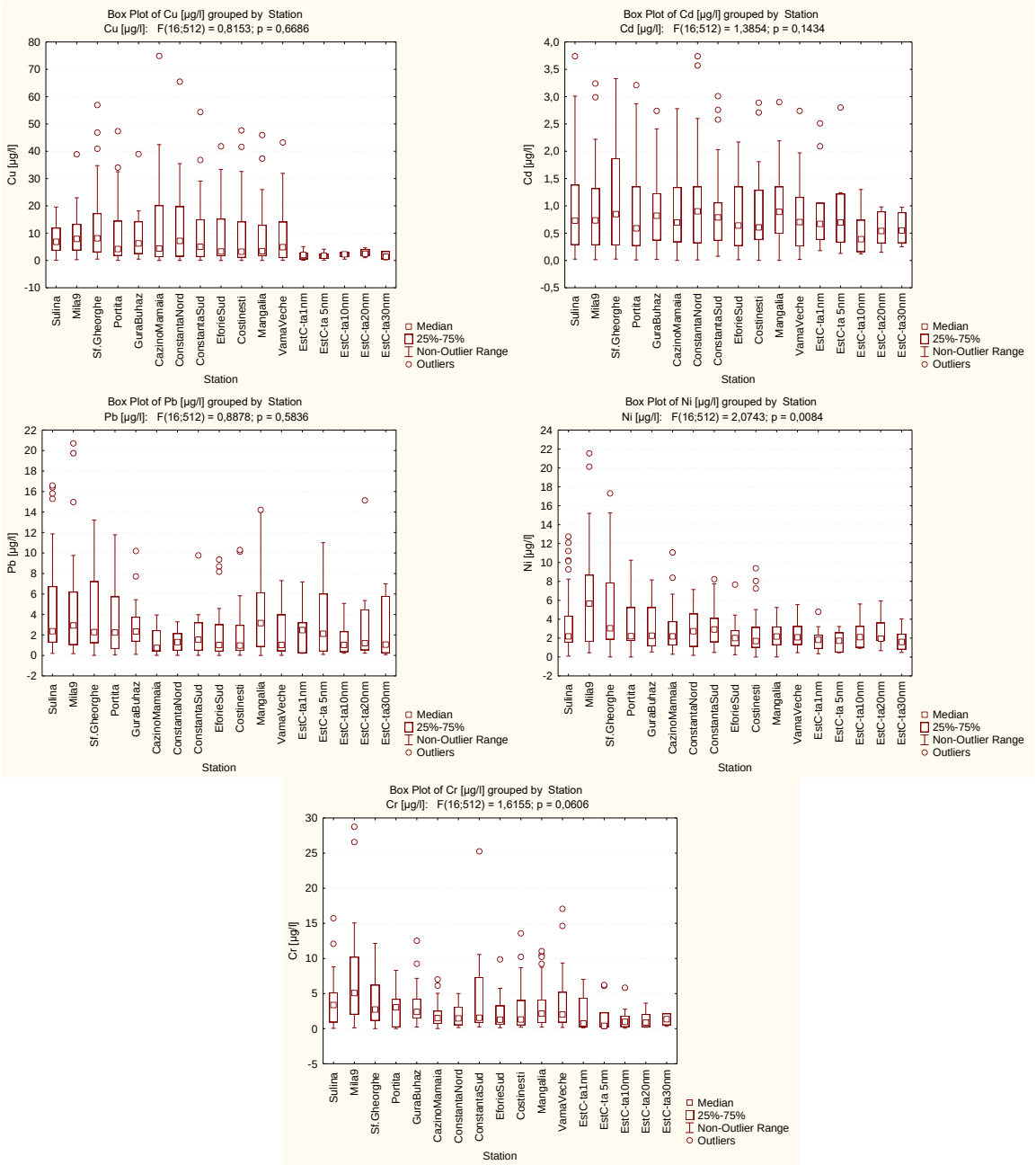


Fig. 2.4-4 Distribuţia spatială a concentraţiilor metalelor grele în apa marina de-a lungul profilelor monitorizate în perioada 2006-2011

Distribuţia concentraţiilor metalelor grele în *sedimente* este influenţată de contribuţia surselor naturale şi antropice şi depinde de caracteristicile mineralogice şi granulometrice ale sedimentelor (OSPAR, 1992). Sedimentele cu textură mai fină şi cu un conţinut mai mare de substanţă organică tind să acumuleze concentraţii mai crescute de metale grele, în comparaţie cu sedimentele grosiere din apropierea ţărmului.

Prezenţa metalelor grele în *sedimentele* din diferite sectoare geografice este caracterizată de un grad înalt de variabilitate, depinzând de element, de tipul de sediment, de distanţa faţă de ţărm şi de influenţa surselor antropice. Majoritatea metalelor prezintă acumulări majorate în zona de influenţă fluvială (Sulina – Portiţa), precum şi în acvatoriul portului Constanţa Sud, în timp ce sectorul central (Gura Buhaz – Constanta Nord), precum şi cel din extemitatea sudică (Costineşti – Vama Veche) sunt în general caracterizate de valori moderate (Fig. 2.4-5, Fig. 2.4-6).

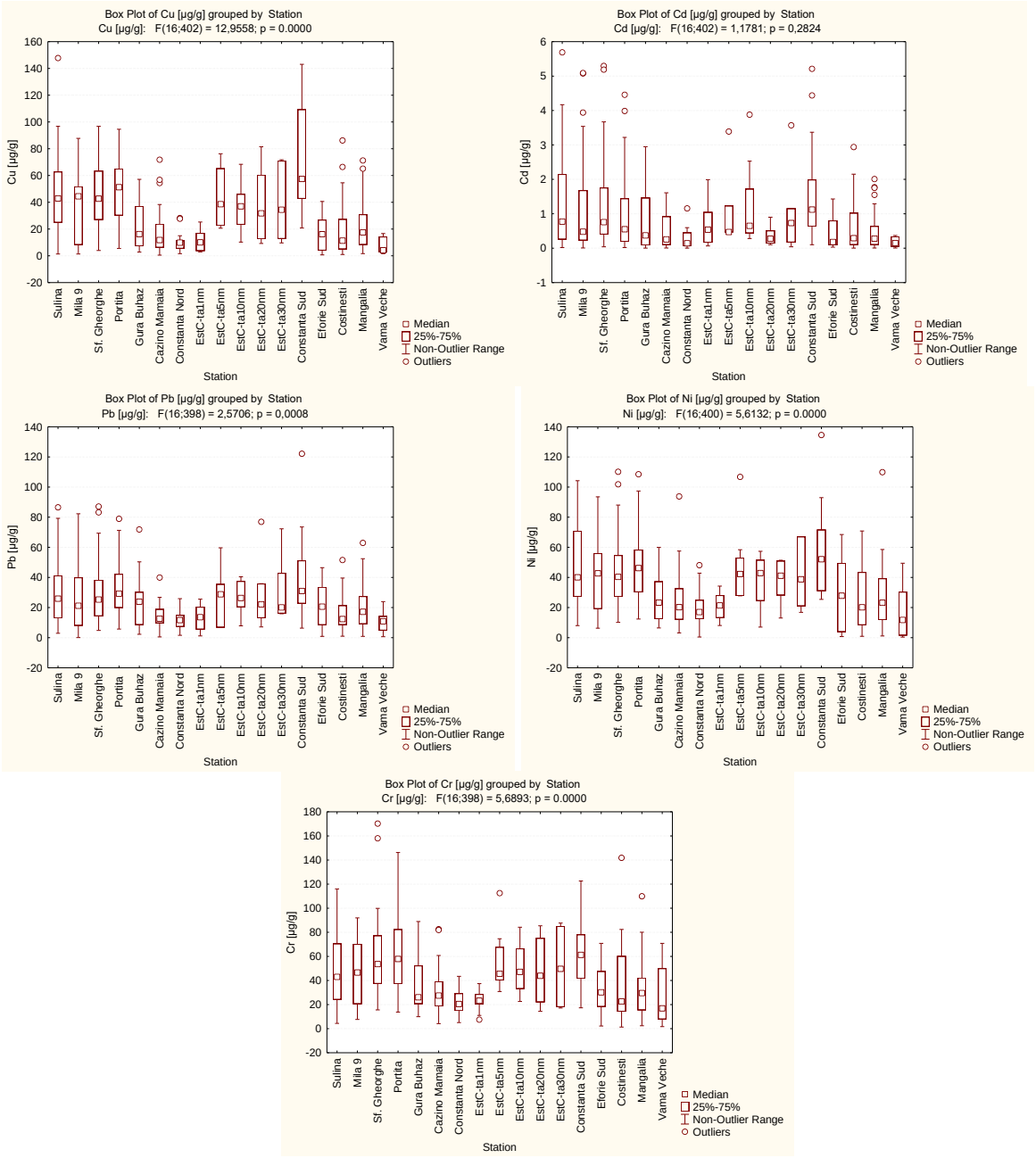


Fig. 2.4-5 Distribuţia spaţială a concentraţiilor metalelor grele în sedimente de-a lungul profilelor monitorizate în perioada 2006-2011

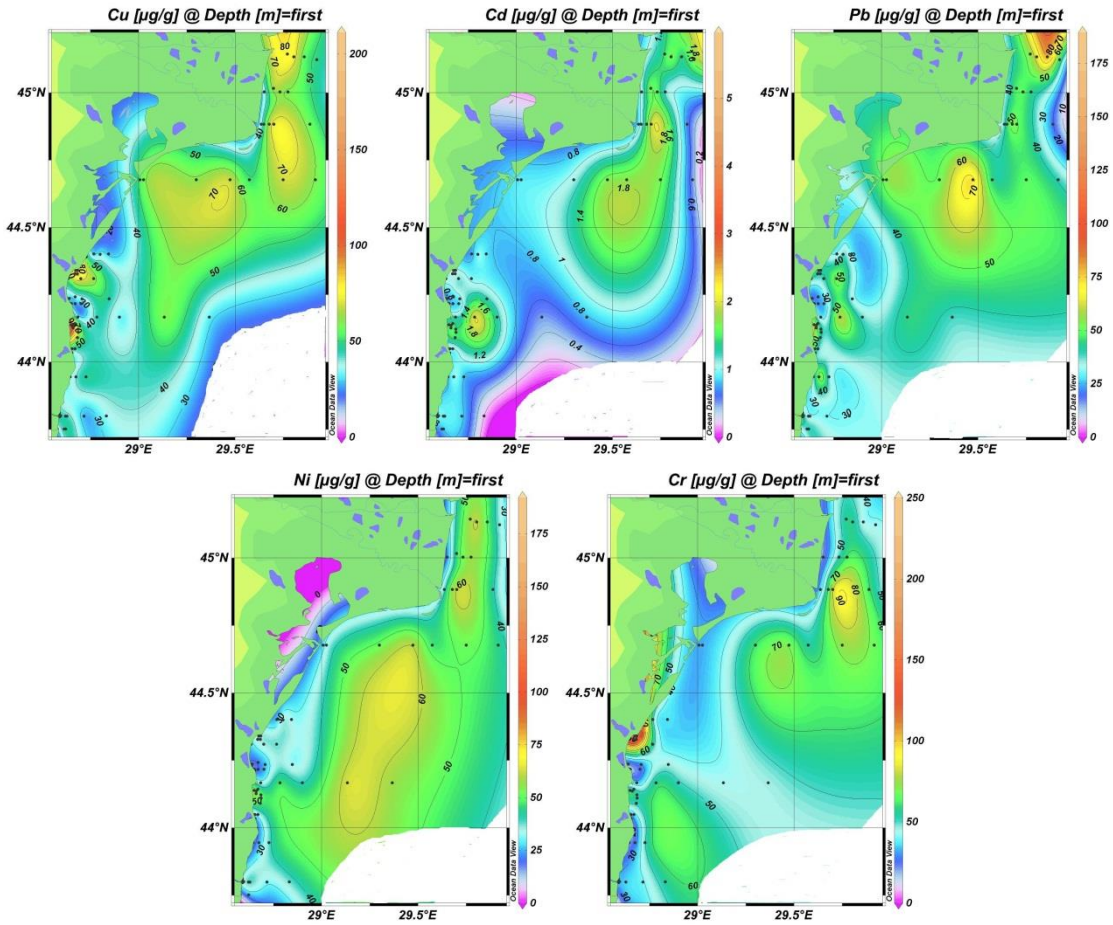


Fig. 2.4-6 Distribuţia metalelor grele în sedimentele marine de-a lungul litoralului românesc (2006 - 2011)

2.4.1.5 Analiza tendinţelor

Evoluţia concentratiilor metalelor grele în componentele ecosistemului marin în ultima decadă evidenţiază comportamente variate, depinzând de element sau de matricea investigată. In general, valorile anuale calculate (mediana, percentilele 25 şi 75) se înscriu în domeniile specifice de variabilitate multianuală, cu tendinţe de stabilizare în ultimii ani (de exemplu, nichel în apă, respectiv cupru, plumb şi crom în sediment). Uşoare tendinţe de creştere în perioada recentă au fost observate pentru cupru şi plumb în apă, respectiv cadmiu şi nichel în sediment, în timp ce o uşoară diminuare a cromului şi cadmiului în apele marine a fost remarcată. Bioacumularea cadmiului în midii a înregistrat de asemenea o uşoară diminuare în ultimii ani, cuprul, nichelul şi cromul s-au înscris între limitele multianuale, cu tendinţe de stabilizare, în timp ce plumbul a fost caracterizat de o variabilitate mai accentuată (Fig. 2.4-7, Fig. 2.4-8, Fig. 2.4-9).

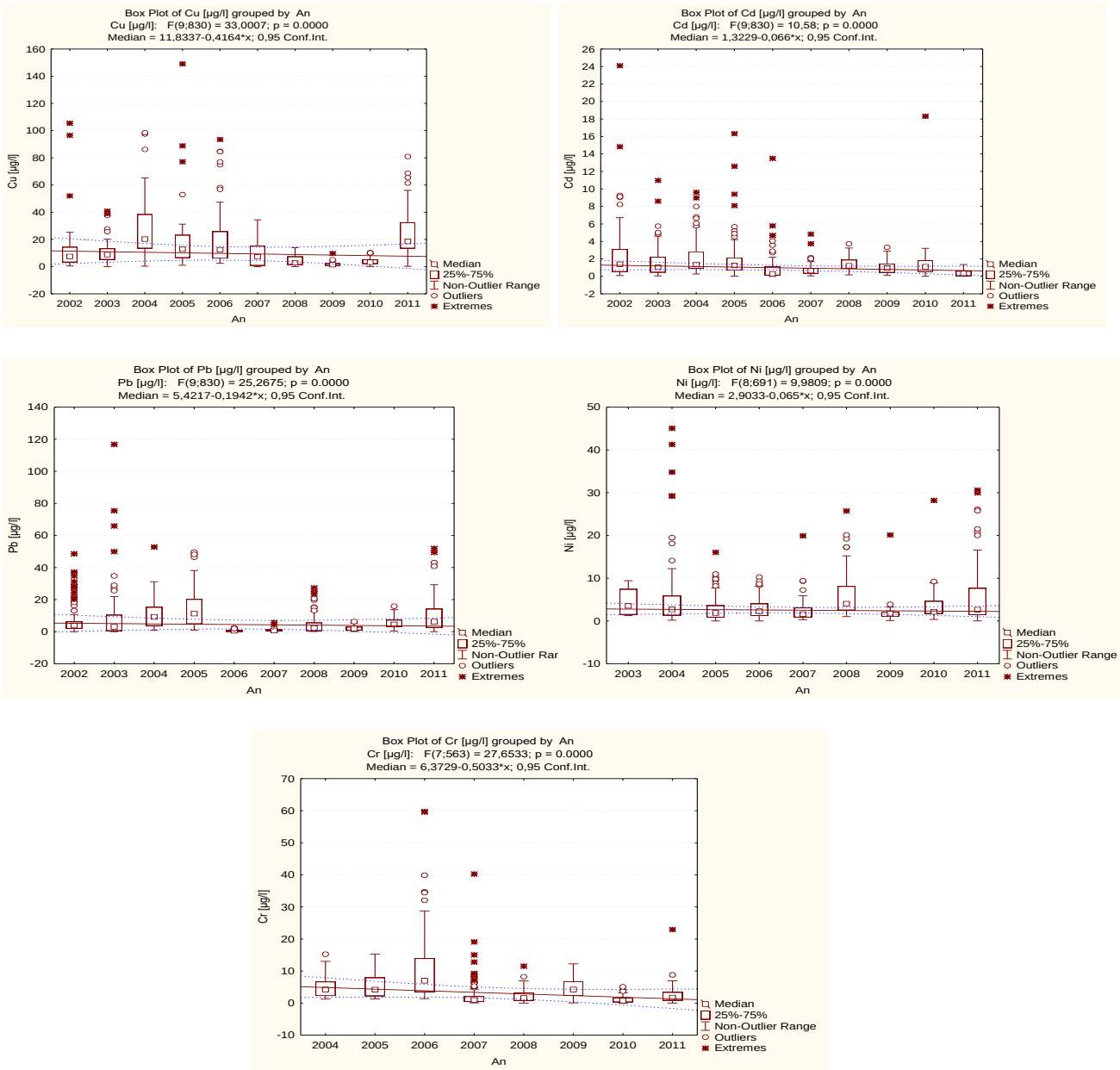


Fig. 2.4-7 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în apele marine în ultima decadă

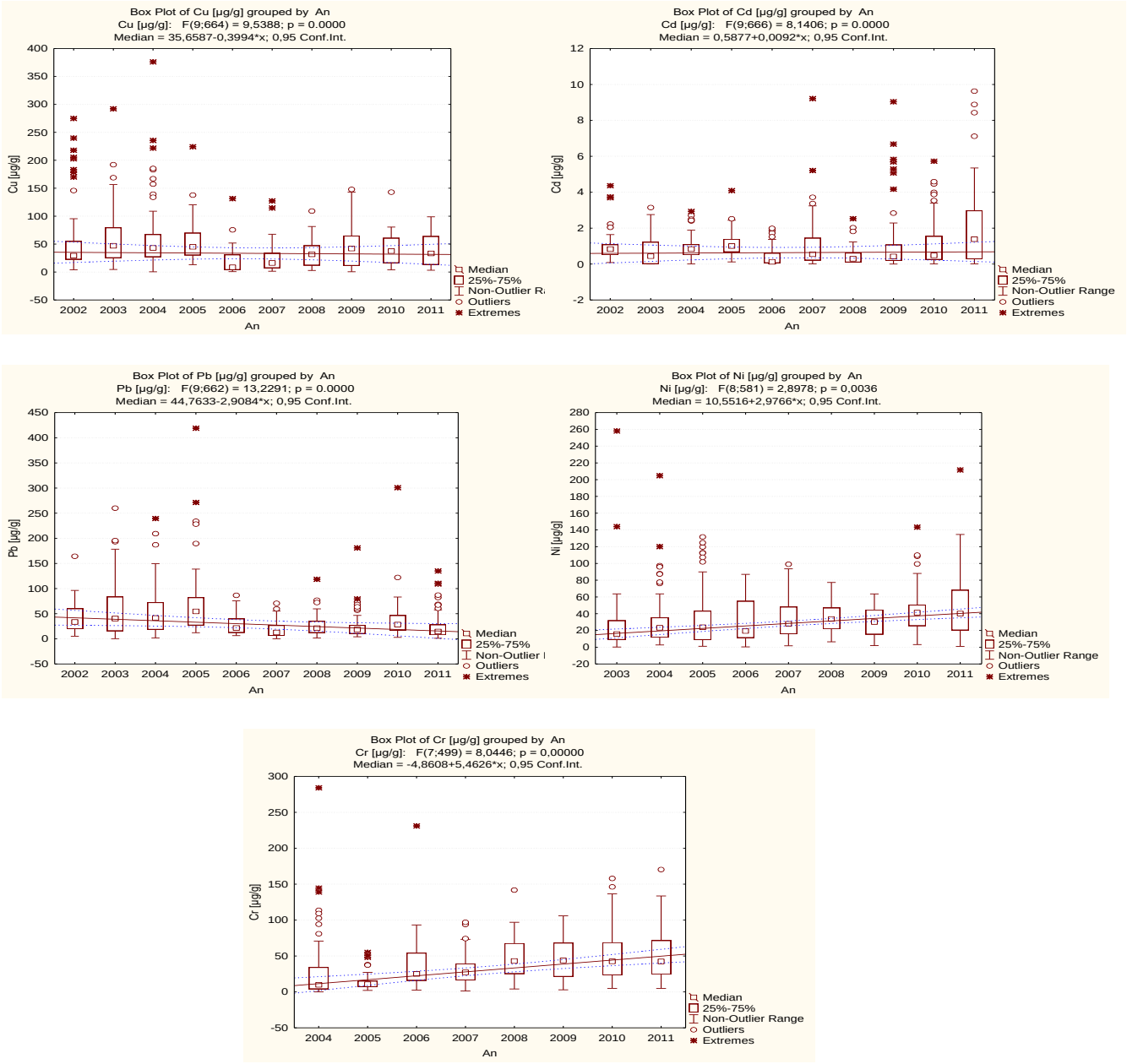


Fig. 2.4-8 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în sedimentele marine în ultima decadă

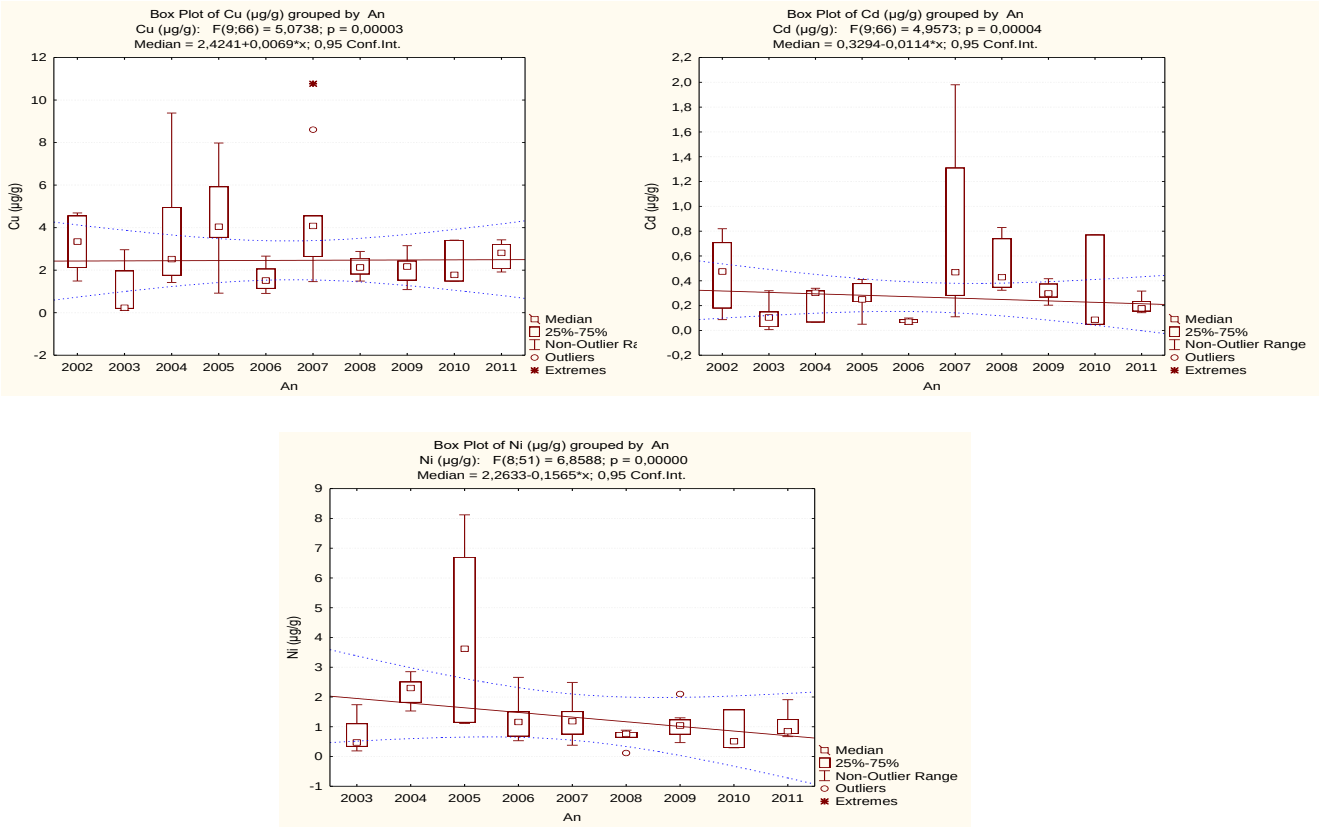


Fig. 2.4-9 Tendinţele de evoluţie ale concentraţiilor metalelor grele în *Mytilus galloprovincialis* în ultima decadă

Concluzii

Informaţiile rezultate în urma investigaţiilor asupra prezenţei metalelor grele oferă o bază pentru caracterizarea ecosistemelor marine româneşti din punctul de vedere al nivelurilor poluării cu metale grele. Cu toate că cercetările ultimilor ani au evidenţiat semne timide de refacere a calităţii ecosistemului marin, nu se pot trage deocamdată concluzii ferme. Este necesar să se studieze mai în profunzime măsura în care poluarea a afectat mediul marin, gradul de reversibilitate al modificărilor produse şi modul de răspuns al ecosistemului la reducerea presiunii antropice.

Distribuţia metalelor grele în componentele ecosistemului marin Marea Neagră evidenţiază diferenţele între diferite sectoare ale litoralului, în general observându-se concentraţii uşor majorate în zona marină aflată sub influenţa Dunării, dar şi în sectorul sudic, în anumite zone supuse diferitelor presiuni antropice (porturi, evacuări de ape uzate).

Concentraţiile majorităţii metalelor grele în apă, sedimente şi biota s-au încadrat în general în domeniile de valori medii multianuale, deşi unele tendinţe de diminuare sau, în alte cazuri, creştere, au fost remarcate pentru anumite elemente.

2.4.2 Poluanţi organici

2.4.2.1 Conţinutul total în hidrocarburi petroliere

Conţinutul total în hidrocarburi petroliere (Total Petroleum Hydrocarbons – TPH) reprezintă cantitatea măsurabilă de hidrocarburi din petrol care este un amestec complex de hidrocarburi (alcani, cicloalcani şi hidrocarburi aromatice), conţinând şi cantităţi mici (cca.1%) de derivaţi oxigenaţi (acizi naftenici, fenoli), sulfuraţi (mercaptani) şi azotaţi. Nu există nici un petrol care să nu conţină toate trei clasele de hidrocarburi, dar proporţia în care apare fiecare din aceste clase poate diferi mult de la un petrol la altul şi în diversele fracţiuni ale aceluiaşi petrol.

Principalele surse de poluare a mediului marin cu hirdrocarburi sunt emisiile industriale şi urbane, transportul maritim, emisii naturale, accidente ale tancurilor petroliere, producţie offshore (operaţiuni de foraj/extracţie). Când petrolul şi produsele petroliere sunt eliberate direct în apă acestea vor pluti la suprafaţă mării sub forma unei pelicule uleioase care împiedică difuzarea aerului atmosferic. Hidrocarburile petroliere cu masa moleculară mică, cele mai volatile, se evaporă la suprafaţa apei. Compuşii polari şi hidrocaburile aromatice mononucleare reprezintă fracţiunea solubilă în apă. Alte fracţiunii au tendinţa de a forma emulsii de tipul „petrol în apă" sau „apă în petrol". Hidrocarburile petroliere cu masa moleculară mare se vor acumula în sedimente, aceste fracţiuni sunt foarte rezistente la degradare.

Petele de petrol din apă suferă modificări chimice, în special reacţii de oxidare sub acţiunea luminii solare cu formare de alcooli, aldehide, acizi, compuşi care au o solubilitate apreciabilă în apă. Anumite fracţiuni de hidrocarburi petroliere sunt biodegradate de micro-organismele prezente în apa de mare (bacterii, drojdii, ciuperci, actinomicete), de exemplu n-alcanii comparativ cu cicloalcanii şi hidrocarburile aromatice care prezintă o rezistenţă datorită structurii de inel. Asfaltenele şi gudroanele, fracţiuni cu masa moleculară mare au o rată de descompunere foarte lentă şi persistă în mediu foarte mult timp (U.S.–E.P.A., 1999).

Petrolul este dăunător pentru organismele acvatice, un eveniment de deversare poate cauza mortalităţi masive la speciile sensibile cum ar fi cele de fitoplancton, crustacee şi larve sau ouă de peşti şi nevertebrate. Speciile extrem de mobile, cum ar fi peştii adulţi, nu sunt afectaţi acut, iar moluştele şi viermii policheţi au o toleranţă aparentă la contaminarea cu petrol. Toxicitatea acută a petrolului în mediul acvatic se manifestă la concentraţii cuprinse în domeniul 10-100 mg/l şi este atribuită în mare parte fracţiunilor de hidrocarburi solubile în apă fie saturate (alcani, cicloalni) fie aromatice cu unul sau două nuclee benzenice (U.S. –E.P.A., 2003).

Hidrocarburile petroliere fac obiectul convenţiilor şi reglementărilor naţionale şi internaţionale prevăzute în Convenţia privind protecţia Mării Negre împotriva poluării, Ordinul 161/2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă, Directiva 105/2008 a Comisiei Europene privind standardele de calitate a mediului în domeniul politicii apelor; Directiva Cadru Strategia pentru Mediul Marin, Directiva Cadru a Apei.

Primele investigaţii privind poluarea cu hidrocarburi petroliere s-au realizat în cadrul expediţiilor internaţionale IAEA cu vasul de cercetare "Professor Vodyanitskyi" din 1998 pentru coloana de apă şi BSERP din 2006 pentru sedimente, probele fiiind prelevate din 15 staţii situate de-a lungul litoralului românesc, începând din dreptul Deltei Dunării, până la graniţa de sud a României (BSC, 2008).

În perioada 2006-2011, conţinutul total în hidrocarburi petroliere–HPT din apele sectorului românesc al Mării Negre se încadrează în intervalul 10,9 – 3592,0 (µg/l) cu o valoare medie de 379,4 (µg/l). S-au determinat concentraţii scăzute (< 200 µg/l) în 44% din probele de apă cu valori sub nivelurile maxime admise de Ordinul nr. 161/2006 -"Normativ de clasificare a calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă".

Distribuţia concentraţiilor evidenţiază că valorile extreme (7,4%), cuprinse în domeniul 1,0-3,6 mg/l s-au determinat în perioada 2007-2008 (Fig. 2.4-10). Analiza statistică (testul t, interval de încredere 95%, p <0,0001, t=11,1, df=517, dev.std. a diferenţei=31,8) indică diferenţe extreme de semnificative între valoarea medie de 584,9 µg/l a anilor 2007-2008 cu un nivel foarte ridicat de poluare şi valorea medie de 229,5 µg/l a celorlalţi ani. Nivelurile concentraţiilor determinate în anii 2010-2011 indică tendinţa de scădere a poluării cu produs petrolier .

Valorile medii cele mai scăzute ale concentraţiilor hidrocarburilor petroliere s-au înregistrat în apele marine, 85% din probe nu indică poluarea cu produs petrolier. Distribuţia concentraţiilor în apele de larg din sectoarele nordic şi sudic (Fig. 2.4-11) evidenţiază valori extreme ocazionale de 2,1 mg/l (Sf.Gheorghe-în anul 2009) şi 0,9 mg/l (Mangalia - în anul 2009).

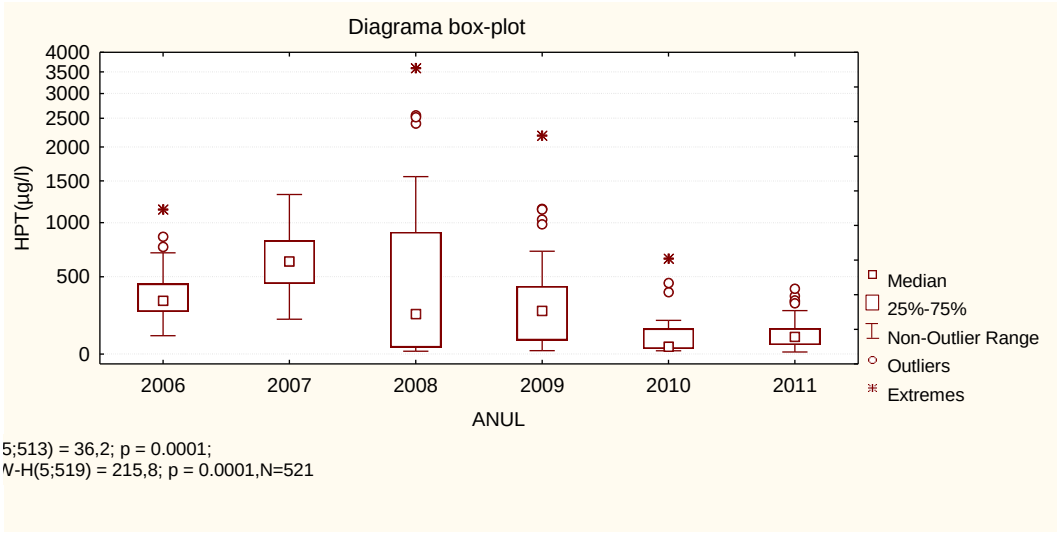


Fig. 2.4-10 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere - HPT(µg/l) din apele sectorului românesc al Mării Negre în perioada 2006-2011

Conţinutul total în hidrocarburi petroliere în probele de sediment prelevate în perioada 2006-2011 din zona Sulina –Vama Veche a variat de la 4,23 până la 6770,0 µg/g având o valoare medie de 273,3 µg/g (n=368). În 52% din probe s-au determinat concentraţii scăzute (<100 µg/g) în poluant petrolier, valorile extreme -13%, cuprinse în domeniul 1,0-6,7 mg/g s-au înregistrat în staţiile de epurare Constanţa Sud şi Eforie Sud (Fig. 2.4-12). Distribuţia concentraţiilor evidenţiază diferenţe extreme de semnificative între valoarea medie de 728,0 µg/g din staţiile de epurare cu un nivel foarte ridicat de poluare şi valoarea medie de 143,0 µg/g determinată în celelalte staţii.

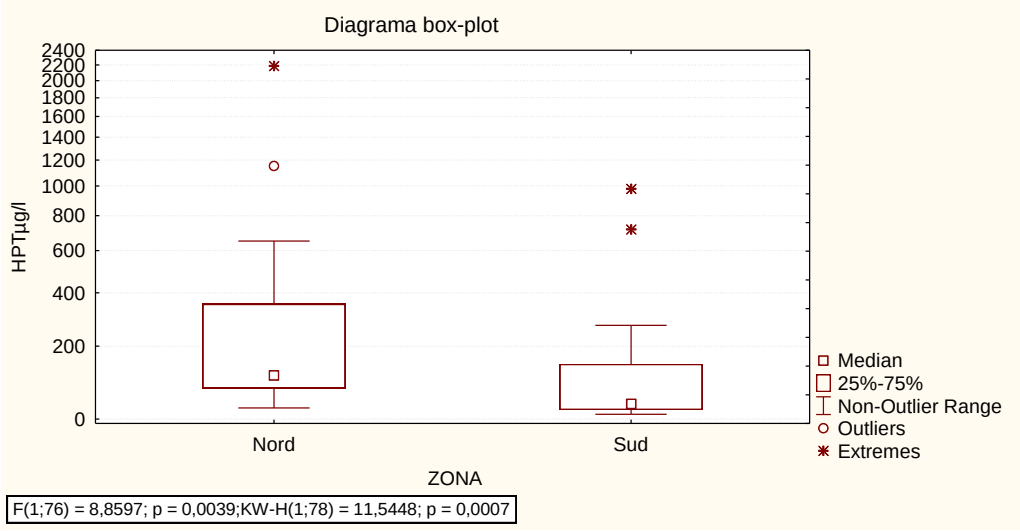


Fig. 2.4-11 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere - HPT(µg/l) în apele marine din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc în perioada 2006-2011

Analiza statistică (testul t, interval de încredere 95%, p <0,0001, t=5,5, df=281, dev.std. a diferenţei=16,0) a datelor efectuate pentru sectorul nordic (Sulina-Portiţa, n=101) şi sectorul sudic(Cazino –Vama Veche, n=185) arată diferenţe extrem de semnficative între cele două zone ale litoralului românesc (nu sunt incluse sedimentele din staţiile de epurare) şi scăderea gradientului concentraţiilor poluantului petrolier de la nord la sud (Fig. 2.4-13). Valorile cele mai ridicate ale concentraţiilor hidrocarburilor petroliere s-au înregistrat în anul 2009. Nivelurile concentraţiilor determinate în anii 2010-2011 indică tendinţa de scădere a poluării cu produs petrolier (Fig. 2.4-14).

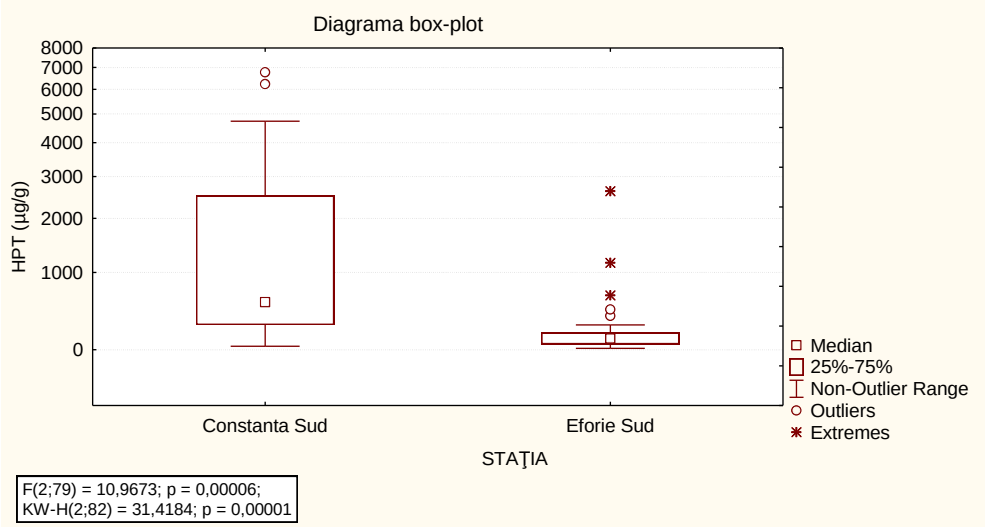


Fig. 2.4-12 Distribuţia conţinutului total în hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din staţiile de epurare Constanţa Sud si Eforie Sud în perioada 2006-2011

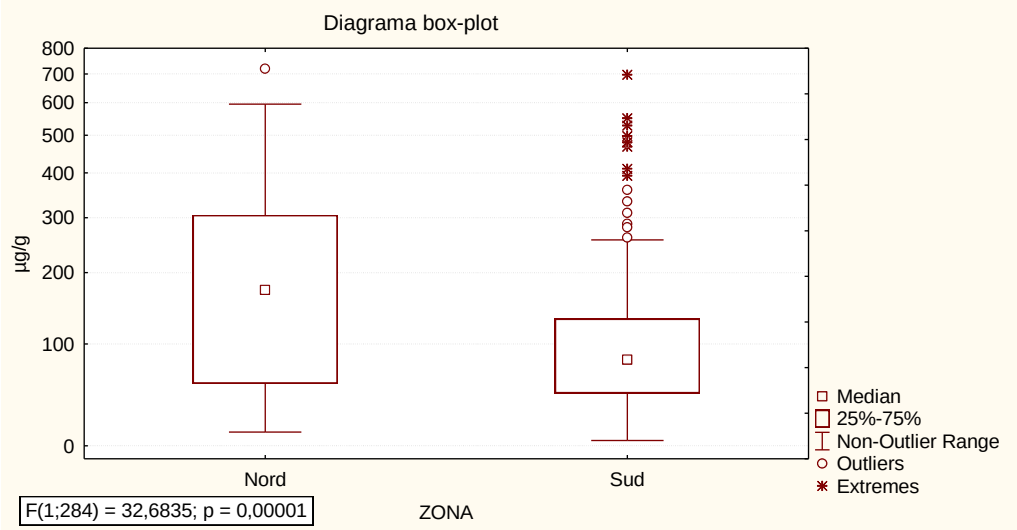


Fig. 2.4-13 Distribuţia conţinutului total în hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc în perioada 2006-2011

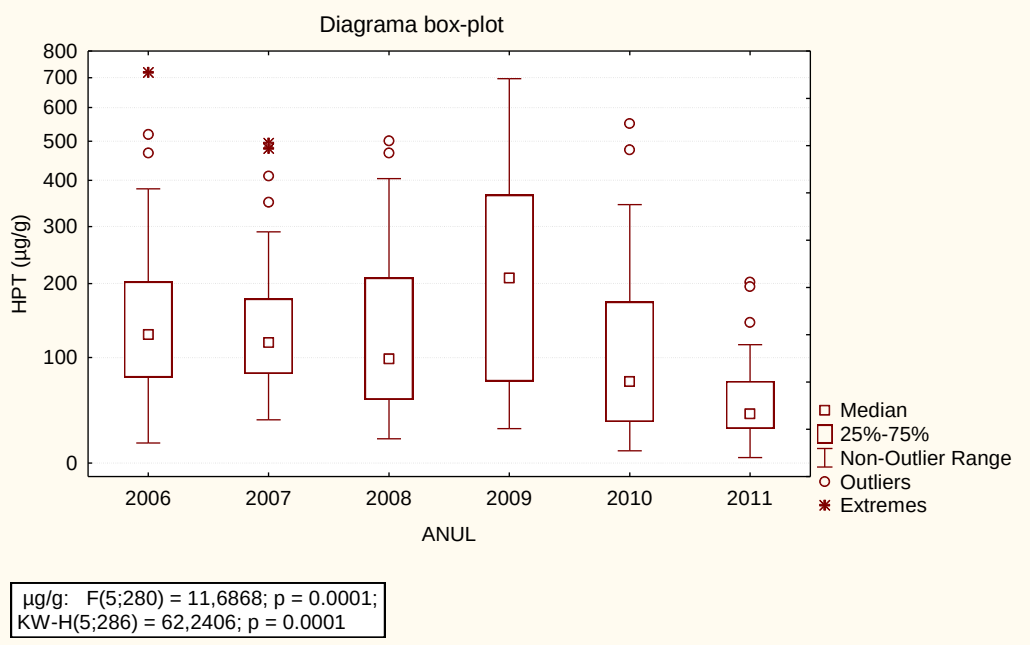


Fig. 2.4-14 Distribuţia comparativă a concentraţiilor hidrocarburilor petroliere – HPT (µg/g) în sedimentele din sectorul românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011

Concluzii

- Nivelul cel mai ridicat în poluant petrolier s-a determinat în sedimentele (la adâncimile de 5 respectiv 20m) din dreptul staţiei de epurare Constanţa Sud.
- Analiza poluării cu hidrocarburi petroliere în apele de larg şi sedimente evidenţiază o scădere a gradientului concentraţiilor de la nord (Sulina –Portiţa) la sud (Cazinou –Vama Veche) cu valorile cele mai scăzute în perioada 2010-2011 comparativ cu valorile extreme înregistrate în anii 2007-2008 -în apă şi anul 2009 –în sedimente.

2.4.2.2 Hidrocarburi aromatice polinucleare

Hidrocarburile aromatice polinucleare (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons - PAHs), cu unul sau mai multe nuclee aromatice condensate reprezintă o clasă importantă din categoria poluanţilor organici pesistenţi – POP. Numărul şi poziţia inelelor aromatice în moleculă determină proprietăţile fizice şi chimice, modul de reacţie faţă factorii de mediu şi interacţiunea lor cu organismele. Solubilitatea în apă a HAP-urilor scade cu creşterea masei moleculare, una din cele mai importante caracteristici este afinitatea lor pentru substanţe grase (lipide). Aceşti poluanţi rezultă în urma arderii incomplete a cărbunilor, petrolului, gazelor naturale, lemnului şi alte substanţe organice (tutunul). Alte surse antropogene care generează HAP-uri sunt deversările accidentale de petrol, produse petroliere sau deşeuri industriale şi staţiile de tratare a apelor reziduale (Polkowska, Z.,2000). HAP-urile rezultă şi în urma proceselor naturale: erupţii vulcanice, incendii forestiere şi sinteza acestor compuşi de anumite plante şi microorganisme. Acumularea în mediu are loc simultan cu degradarea lor, anumite HAP-uri sunt parţial descompuse de radiaţiile UV din atmosferă, altele de bacteriile prezente în apă şi sol.

Principalele căi de introducere a HAP-urilor antropice în mediul marin sunt depunerile atmosferice, deversări menajere şi industriale, scurgerea directă a petrolului şi produselor petroliere. Odată ajunşi în apă, compuşii care nu se evaporă tind să adere la suprafaţa particulelor organice şi anorganice datorită caracterului puternic hidrofob, urmând a fi transportaţi în coloana de apă şi în final, acumularea lor în sedimente. Contaminarea sedimentelor afectează direct

bentosul marin şi reprezintă o sursă continuă de substanţe toxice în mediu acvatic (Kannan K., 2005)

Analiza hidrocarburilor aromatice polinucleare (HAP), efectuată în perioada 2006- 2011 prin analiza probelor de apă şi sedimente, indică prezenţa celor 16 contaminanţi organici prioritar periculoşi (naftalină, acenaftilen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren, benzo [a] antracen, crisen, benzo [b] fluoranten, benzo [k] fluoranten, benzo [a] piren, benzo (g,h,i) perilen, dibenzo (a,h) antracen, indeno (1,2,3 -c,d) piren în 90% din totalul probelor prelevate din zona cuprinsă între Sulina – Vama Veche.

Conţinutul total în hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP în probele apă (n=293) a variat de la 0,001 până la 16,543 µg/l având o valoare medie de 2,369 µg/l. Distribuţia concentraţiilor evidenţiază că valorile extreme (18%) cuprinse in domeniul 4,132-16,543 µg/l s-au determinat în perioada 2006-2007 (Fig. 2.4-15). Analiza statistică (testul t, interval de încredere 95%, p <0,0001, t=11,5, df=290, dev.std. a diferenţei=0,35) indică diferenţe extreme de semnificative între valoarea medie de 5,449 µg/l a anilor 2006-2007 cu un nivel foarte ridicat de poluare şi valorea medie de 1,397 µg/l a celorlalţi ani. Nivelurile concentraţiilor determinate în anii 2008-2011 indică tendinţa de scădere a poluării cu hidrocarburilor aromatice polinucleare.

Concentraţii foarte ridicate s-au determinat pentru antracen, fenantren şi benzo[a]antracen, valorile mediii ale acestor compuşi depăşesc nivelurile maxime admise de Ordinul nr.161/2006 (Tabel 2.4-1).

Tabel 2.4-1 Concentraţiile HAP- urilor care depăşesc valorile maxime admise de Ordinul nr.161/2006 din apele sectorului românesc al Mării Negre în perioada 2006-2011

Denumire compus	Limita admisă* µg/l	Concentraţia µg/l				
		n	Media	Mediana	Min.	Max.
Naftalină	2,400	254	1,1673	0,6291	0,0010	10,1530
Fenantren	**0,030**	**171**	**0,4676**	**0,0997**	**0,0001**	**5,0835**
Antracen	**0,063**	**146**	**1,3897**	**0,9029**	**0,0008**	**9,0300**
Fluoranten	0,090	179	0,0823	0,0460	0,0001	0,7552
Benzo[a]antracen	**0,010**	**125**	**0,0216**	**0,0042**	**0,0001**	**0,6028**
Benzo[b]fluoranten	0,025	39	0,0125	0,0100	0,0002	0,0442
Benzo[k]fluoranten	0,025	74	0,0113	0,0048	0,0001	0,0423
Benzo[a]piren	0,050	72	0,0176	0,0104	0,0001	0,0942
Benzo (g,h,i)perilen	0,025	17	0,0070	0,0021	0,0001	0,0547

- Ordinul ministrului mediului şi gospodăririi apelor nr,161/2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă

Distribuţia spaţială a concentraţiilor ΣHAP-urilor (µg/l) în apă nu indică variaţii semnficative între sectorul nordic şi sudic al litoralului. Valorile medii cele mai scăzute s-au determinat în apele de larg cu valori extreme ocazionale de12,076 µg/l (Sf.Gheorghe-în anul 2009) şi 6,358 µg/l (Mangalia - în anul 2009).

Analiza statistică a compuşilor individuali efectuată pentru sectorele nordic şi sudic arată diferenţe extrem de semnficative între cele două zone ale litoralului românesc pentru antracen şi scăderea gradientului concentraţiei poluantului de la nord la sud în apele de larg (Fig. 2.4-16).

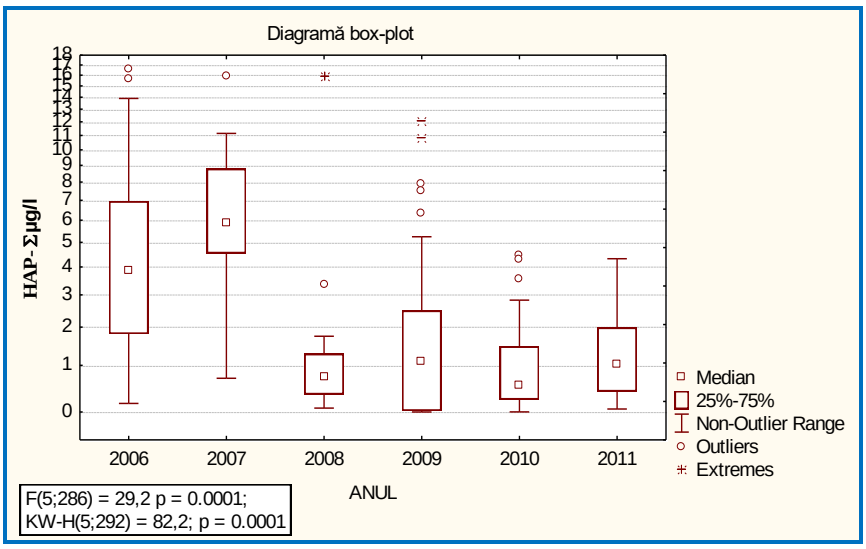


Fig. 2.4-15 Distribuţia comparativă a conţinutului totalîn hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP(µg/l) din apele sectorului românesc al Marii Negre - perioada 2006-2011

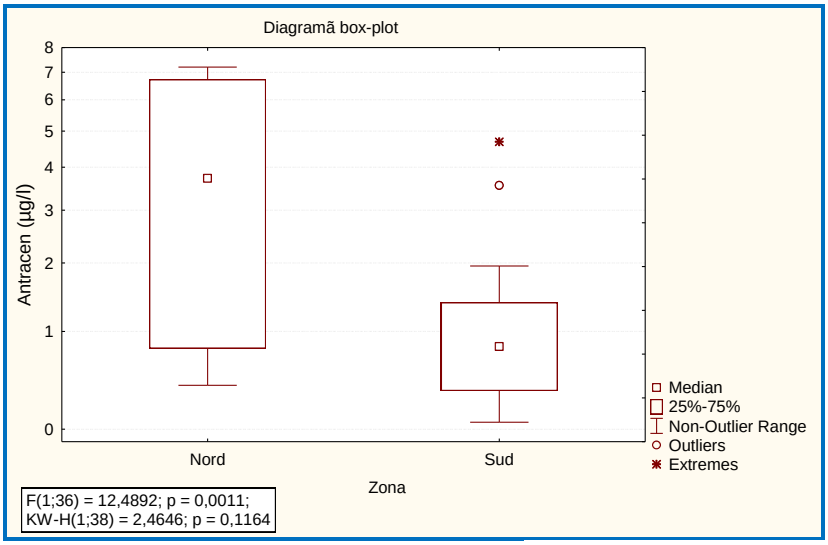


Fig. 2.4-16 Distribuţia comparativă a concentraţiilor antracenului (µg/l) în apele marine din sectoarele nordic şi sudic ale litoralului românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011

Conţinutul total în hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP în probele de sediment (n=238) prelevate în perioada 2006-2011 din zona Sulina –Vama Veche a variat de la 0,0026-16,425 µg/g având o valoare medie 1,5313 µg/g . Distribuţia concentraşiei ΣHAP –urilor în sediment indică un nivel de poluare extrem de ridicat în 21% din probe cu valori cuprinse în domeniul 2,0 – 10,0 µg/g (Fig. 2.4-17).). Valorile extreme de 171,413 µg/g (staţia Sulina în anul 2006) şi 61,26 µg/g (staţia de epurare Constanţa Sud în anul 2008) înregistrate în perioada analizată nu sunt incluse în analiza statistică a datelor. Distribuţia concentraţiilor evidenţiază diferenţe extreme de semnificative (testul t, interval de încredere 95%, p <0,0001, t=4,2, df=236, dev.std. a diferenţei=0,3) între valoarea medie de 2,446 µg/g din staţiile de epurare cu un nivel ridicat de poluare şi valoarea medie de 1,172 µg/g determinată în celelalte staţii.

Analiza statistică a datelor efectuate pentru sectorul nordic (Sulina-Portiţa, n=95) şi sectorul sudic(Cazino –Vama Veche, n=76) nu arată diferenţe semnificative între cele două zone ale litoralului românesc. Valorile cele mai ridicate ale concentraţiilor hidrocarburilor aromatice polinucleare-ΣHAP (µg/g) s-au înregistrat în anul 2007. Nivelurile concentraţiilor determinate în anii 2010-2011 indică tendinţa de scădere a poluantului (Fig. 2.4-18).

Distribuţia concentraţiilor compuşilor individuali efectuată pentru sectorele nordic şi sudic arată diferenţe extrem de semnficative între cele două zone ale litoralului românesc pentru

fluoranten, benzo[a]antracen, crisen, benzo[k]fluoranten, benzo[a]piren, benzo(g,h,i)perilen, indeno(1,2,3 -c,d)piren şi scăderea gradientului concentraţiei poluanţilor de la nord la sud .

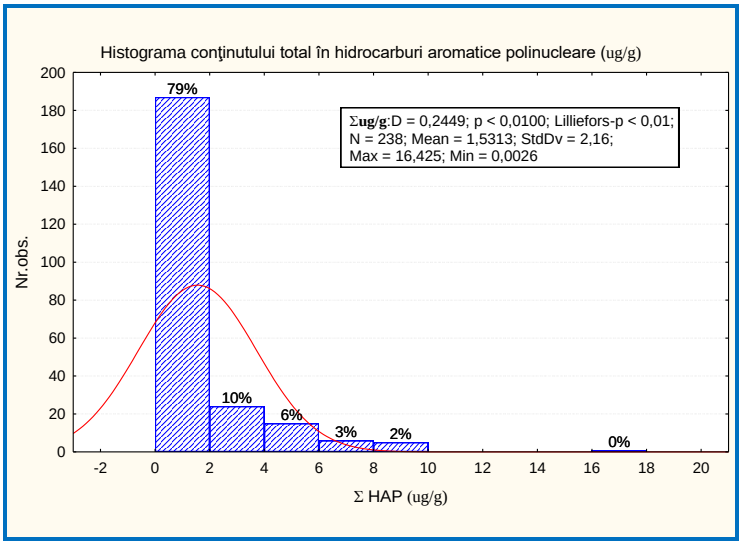


Fig. 2.4-17 Distribuţia concentraţiei ΣHAP –urilor în sedimentele din sectorul românesc al Mării Negre - perioada 2006-2011

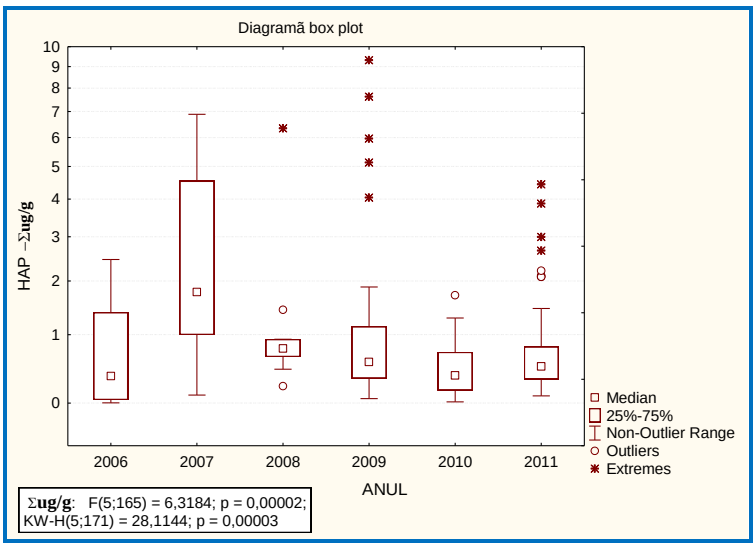


Fig. 2.4-18 Distribuţia comparativă a conţinutului total în hidrocarburilor aromatice polinucleare - ΣHAP(µg/g) din sedimentele sectorului românesc al Marii Negre în perioada 2006-2011

Concluzii

- Distribuţia spaţială a conţinutului total în hidrocarburi aromatice polinucleare indică un nivel de poluare foarte ridicat în sedimentele din staţia de epurare Constanţa Sud.
- Distribuţia concentraţiilor compuşilor individuali efectuată pentru sectorele nordic şi sudic arată diferenţe extrem de semnficative între cele două zone ale litoralului românesc pentru fluoranten, benzo[a]antracen, crisen, benzo[k]fluoranten, benzo[a]piren, benzo(g,h,i)perilen, indeno(1,2,3 -c,d)piren – în sedimente şi antracen-în apa cu scăderea gradientului concentraţiei poluanţilor de la nord la sud .
- Nivelurile concentraţiilor compuşilor individuali determinate în anii 2010-2011 indică tendinţa de scădere a acestora comparativ cu valorile foarte ridicate determinate în anii 2006-2007- în apă şi anul 2007 - în sedimente.

2.4.2.3 Pesticide organoclorurate

Pesticidele organoclorurate reprezintă o categorie importantă de poluanţi organici persistenţi utilizaţi pe scară largă din 1940 pentru combaterea dăunătorilor în agricultură şi pentru controlul ţânţarilor.

Poluanţii organici persistenţi sunt substanţe chimice cu proprietăţi toxice (cancerigene, neurotoxice, afectând funcţionarea diferitelor sisteme ale organismelor, astfel că peste o anumită doză devin letale) şi care, spre deosebire de alţi poluanţi, rezistă la degradare. Perioada de înjumătăţire în sol a acestor compuşi poate ajunge până la 10 – 15 ani (endrin, DDT), iar unii dintre ei chiar mai mult (între 3 şi 22 ani pentru HCB) [Asociaţia Experţilor de Mediu, 2003]. De aceea sunt deosebit de nocivi pentru sănătatea omului şi pentru mediu. Ei se acumulează în organismele vii, se propagă prin aer, apă şi prin intermediul speciilor migratoare şi se acumulează în ecosistemele terestre şi acvatice. Transportul şi circulaţia poluanţilor organici pesistenţi depind de temperatură: în procesul, cunoscut ca „efectul greierului", aceste substanţe chimice circulă pe întreaga suprafaţă a planetei noastră evaporându-se în regiunile calde, fiind transportate apoi de vânt cu particulele de praf, din nou se sedimentează în regiunile reci ale Pământului, apoi, din nou se evaporă şi circulă mai departe. Poluarea cauzată de poluanţii organici persistenţi este o problemă transfrontalieră, fapt pentru care este indispensabil să se ia măsuri la nivel internaţional [UNEP, 2005].

Compuşi reprezentativi din acest grup includ DDT, aldrin, dieldrin, endrin, heptaclor, lindan şi hexaclorbenzenul. Aceşti compuşi se regăsesc pe lista poluanţilor organici persistenţi vizaţi de Convenţia de la Stockholm, care are drept scop să limiteze şi, în final, să stopeze definitiv producerea, utilizarea, emisiile şi păstrarea acestor substanţe, dar fac obiectul şi altor convenţii şi reglementări naţionale şi internaţionale (Convenţia privind protecţia Mării Negre împotriva poluării, Ordinul 161/2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă, Directiva 105/2008 a Comisiei Europene privind standardele de calitate a mediului în domeniul politicii apelor, Directiva Cadru Strategia Marină, Directiva Cadru a Apei).

Deşi în România producerea şi utilizarea acestor compuşi este interzisă din anii '70 – '80, aceşti compuşi se regăsesc în mediu marin în concentraţii considerabile. Cel mai probabil sursele de contaminare sunt reprezentate de Dunăre şi transportul aerian ca urmare a evaporării din sol şi apă ca rezultat al aplicării în anii trecuţi a acestor insecticide sau din depozitele pentru păstrarea chimicalelor unde au mai rămas cantităţi considerabile ale acestor compuşi sau de transportul aerian în urma aplicării în alte ţări [http://apmvs.anpm.ro/pages/categorie/186].

Evaluarea stării iniţiale privind situaţia pesticidelor organoclorurate s-a făcut pe baza datelor obţinute în cadrul programului de monitoring, pe o perioadă de şase ani (2006 – 2011), din 23 de staţii situate pe izobatele 5 – 50 m, de-a lungul litoralului românesc, între Sulina şi Vama Veche. Determinarea concentraţiei pesticidelor organoclorurate s-a făcut cu o frecvenţă de două ori pe an, în toate mediile ecosistemului: apă, sedimente şi biotă (moluşte). Ocazional au fost folosite şi date obţinute în cadrul altor programe, în cazul în care locaţiile de prelevare corespundeau cu cele ale programului de monitoring.

În perioada analizată compuşii dominanţi **în apă şi sedimente** au fost HCB, lindan, heptaclor şi aldrin. Domeniul de variaţie al acestor compuşi se încadrează, în sedimente, între limita de detecţie şi 0,07 µg/g sediment uscat, iar, în apă, între limita de detecţie şi 0,35 µg/L. Concentraţiile celorlalţi compuşi investigaţi (dieldrin, endrin, DDE, DDD şi DDT) variază, în sedimente, între limita de detecţie şi 0,005 µg/g sediment uscat, iar, în apă, între limita de detecţie şi 0,02 µg/L. Cele mai mari concentraţii de pesticide au fost măsurate în staţiile Mila 9, Portiţa, Constanţa, Costineşti şi Vama Veche pe izobata de 20 m.

Mediile anuale în apă, calculate pentru această perioadă depăşesc valorile maxime admise conform 105/2008 a Comisiei Europene privind standardele de calitate a mediului în domeniul

politicii apelor în mai mult 50% din cazuri pentru HCB, lindan şi pesticide ciclodiene (aldrin, dieldrin, endrin) şi în mai mult 20% din cazuri în cazul DDT.

Pesticidele organoclorurate nu au fost incluse în lista de măsurători, în cadrul expediţiilor internaţionale ale proiectului IAEA cu vasul de cercetare "Professor Vodyanitskyi" din 1998 şi 2000 (BS-SOE, 2007). Prima investigaţie extinsă referitoare la poluarea sedimentelor în apele de coastă româneşti a unui spectru larg de pesticide a fost realizată în 1993, probele fiind prelevate din 15 staţii situate de-a lungul litoralui românesc, începând din dreptul Deltei Dunării, până la graniţa de sud a României (Mee, et. Al., 1998).

Comparativ cu situaţia prezentată la nivelul anului 1993, mediile anuale calculate în sedimente în perioada 2006 – 2011 sunt mai mari pentru HCB şi lindan şi comparabile sau mai mici pentru DDT şi DDD.

Distribuţia spaţială a valorilor în apă, sedimente şi organisme nu indică variaţii semnificative de la nord la sud. Variaţii semnificative nu sunt evidenţiate nici în ce priveşte distribuţia valorilor în punctele de prelevare situate pe izobate diferite, cu toate că, în apă, valorile extreme sunt mai numeroase pe izobatele aflate mai aproape de ţărm (Fig. 2.4-19).

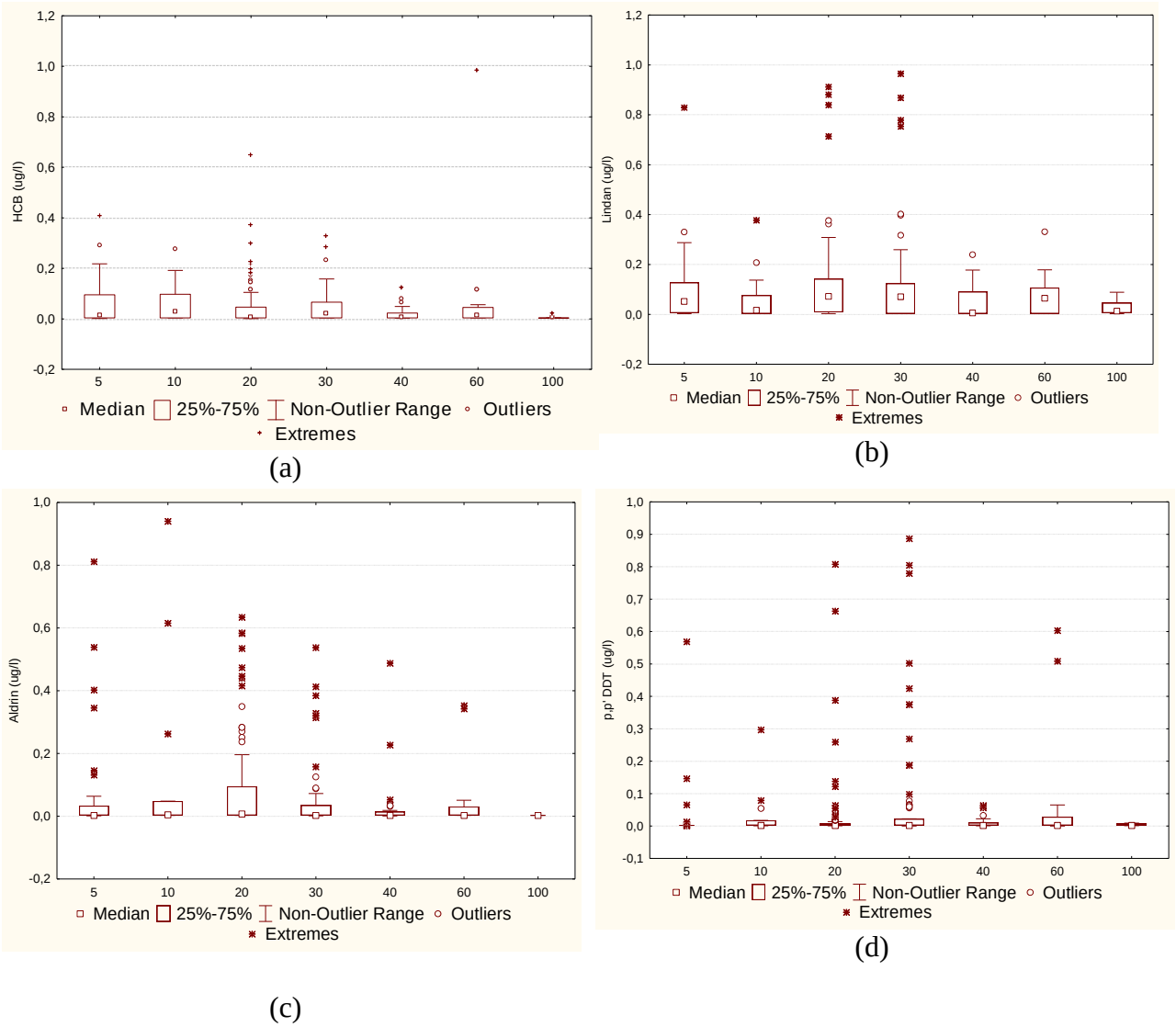
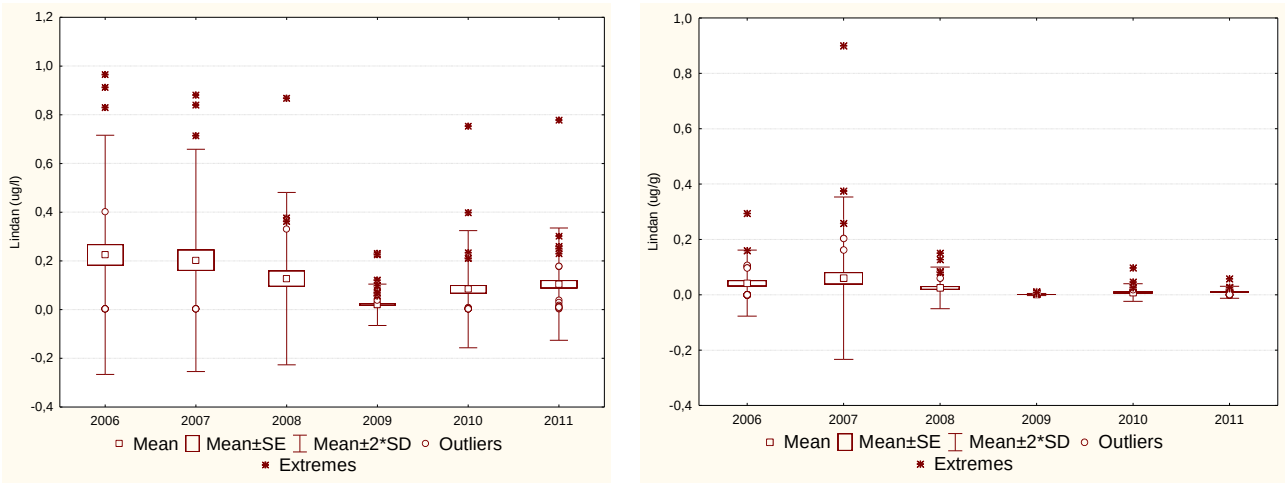


Fig. 2.4-19 Distribuţia concentraţiilor pesticidelor organoclorurate – HCB (a), lindan (b), aldrin (c), DDT (d) - pe diferite izobate

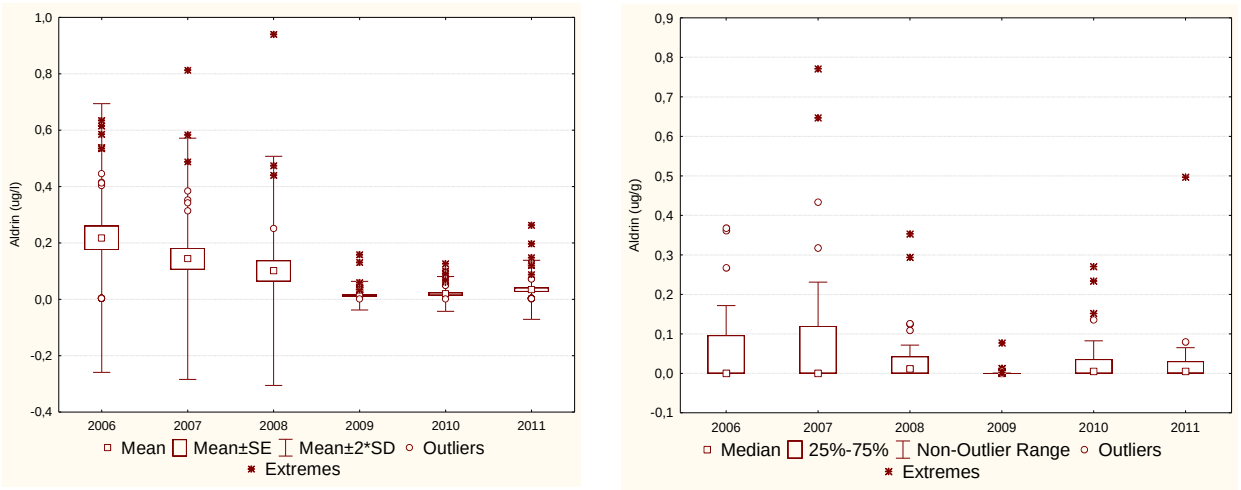
Analiza temporală a poluării cu pesticide organoclorurate a evidenţiat scăderea semnificativă, în ultimii ani (2009 – 2011), a valorilor pentru lindan, aldrin şi DDT atât în apă,

cât şi în sedimente (Fig. 2.4-20, Fig. 2.4-21, Fig. 2.4-22). Pentru ceilalţi compuşi investigaţi concentraţiile se menţin în aceleaşi limite de variaţie pe toată perioada analizată.



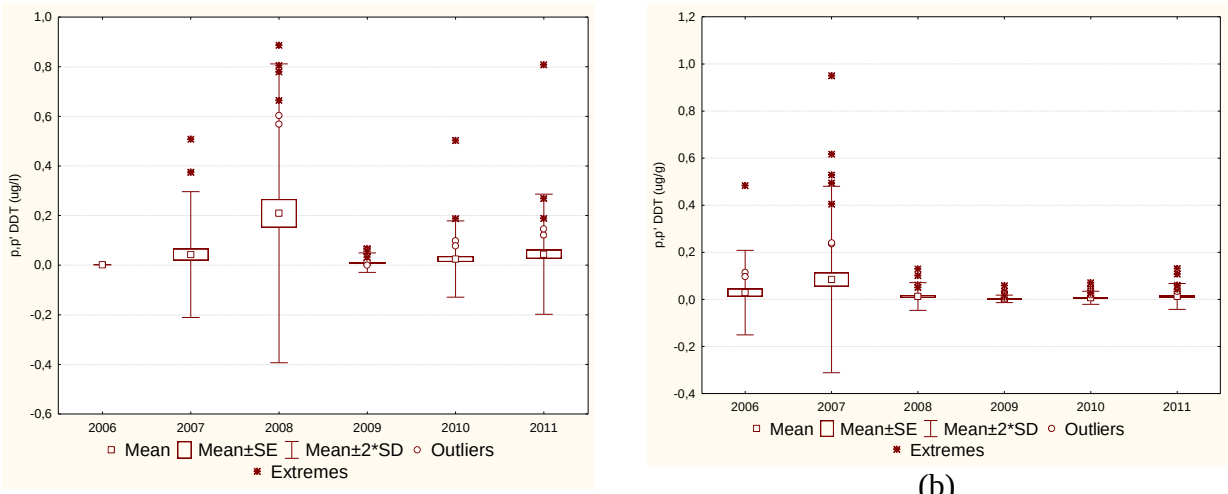
(a) (b)

Fig. 2.4-20 Variaţia lindanului în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011



(a) (b)

Fig. 2.4-21 Variaţia aldrinului în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011



(a) (b)

Fig. 2.4-22 Variaţia DDT în apă (a) şi sedimente (b) în perioada 2006 -2011

În biotă compuşii dominanţi sunt HCB, lindan, heptaclor şi DDT. Domeniul de variaţie al acestor compuşi se încadrează între limita de detecţie şi 0,35 µg/g ţesut uscat pentru lindan şi DDT şi între limita de detecţie şi 0,15 µg/g ţesut uscat pentru HCB şi heptaclor. Concentraţiile celorlalţi compuşi investigaţi (aldrin, dieldrin, endrin, DDE şi DDD) variază între limita de detecţie şi 0,07 µg/g ţesut uscat. În moluşte, concentraţiile pesticidelor organoclorurate sunt de 3 – 10 ori mai mari decât în componenta abiotică.

Analiza temporală a poluării cu pesticide organoclorurate, în biotă, a evidenţiat scăderea semnificativă, în ultimii ani (2009 – 2011), în special a valorilor pentru lindan, aldrin, heptaclor şi DDT (Fig. 2.4-23) Pentru ceilalţi compuşi investigaţi tendinţa de scădere nu este la fel de evidentă, concentraţiile menţinându-se în acelaşi domeniu de variaţie pe toată perioada analizată.

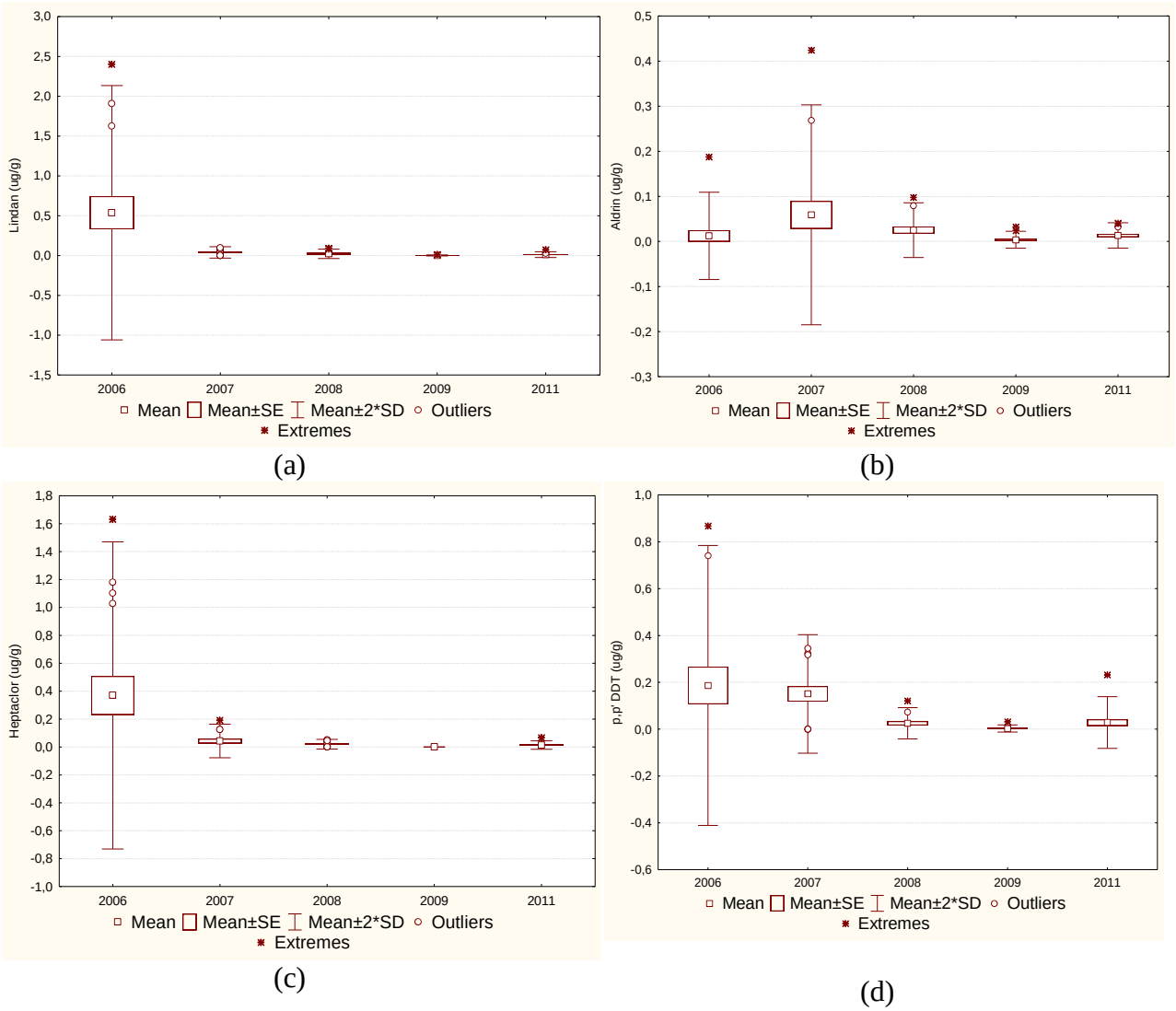


Fig. 2.4-23 Variaţia lindanului (a), aldrinului (b), heptaclorului (c) şi DDT (d) în biotă în perioada 2006 -2011

Concluzii

Deşi se semnalează frecvent depăşiri ale standardelor de calitate în vigoare, în ultima perioadă (2009 – 2011) se observă scăderea semnificativă a valorilor pentru lindan, aldrin şi DDT atât în apă, cât şi în sedimente, comparativ cu perioada 2006 – 2008.

Situaţia este similară şi pentru biotă la care, în perioada 2009 - 2011 s-a observat scăderea semnificativă a valorilor pentru lindan, aldrin, heptaclor şi DDT, comparativ cu perioada 2006 – 2008.

2.4.3 Încărcătura microbiologică

Microorganismele sunt constituenţi majori ai comunităţilor pelagice şi bentale alcătuind o imensă componentă a ecosistemului Mării Negre cu rol vital în productivitatea şi funcţionarea acestuia. Cu toate acestea, studiile asupra biodiversităţii microorganismelor şi rolului lor în funcţionarea ecosistemului din zona românească a Mării Negre sunt limitate, cele mai multe date fiind obţinute până în prezent asupra contaminării microbiologice în cadrul programelor naţionale de monitorizare a calităţii mediului marin.

Încărcătura microbiologică, *indicator de stare* a contaminanţilor din mediul marin, reflectă nivelul de contaminare a Mării Negre cu bacterii patogene pentru om şi animale.

Bacteriile patogene existente în apele costiere ale Mării Negre sunt autohtone (microflora naturala) şi alohtone (microflora contaminantă sau non-nativă de origine bacteriană). In general, contaminarea microbiologică a apelor marine reprezintă un risc pentru sănătatea umană, microorganismele patogene putând afecta atât calitatea apelor marine din zonele de îmbăiere cu producerea de boli la utilizatori, cât şi calitatea apelor destinate creşterii moluştelor marine şi acumularea în ţesuturile acestora cu transmiterea de boli la om (ca de exemplu gastroenterite şi hepatita A) odată cu consumul acestora.

Există o serie de bacterii indicatoare (indicatori bacterienei de poluare fecală) care evaluează contaminarea apei marine, dintre acestea enterobacteriile (bacterii coliforme totale - CT, bacterii coliforme fecale – CF, *Escherichia coli*, streptococi fecali - SF) sunt cele mai importante, monitorizarea contaminării bacteriologice făcându-se prin prisma acestor parametrii şi în conformitate cu cerinţele normelor microbiologice naţionale (HG nr. 459/2002 Normele tehnice privind calitatea pentru apa din zonele naturale amenajate pentru îmbăiere; HG nr. 201/2002 - Normele tehnice privind calitatea apelor pentru moluşte) şi europene (Directiva apei de îmbăiere 2008/56/CE şi Directiva privind calitatea apelor pentru moluşte 79/923/CEE).

Principalele sursele de contaminare ale apelor costiere româneşti sunt reprezentate de deversările de ape uzate menajere şi industriale de la principalele staţii de epurare (Constanţa Nord, Constanţa Sud, Eforie Sud, Mangalia) şi de contaminarea fecală prin îmbăiere şi activităţi turistice în special în sectorul sudic al litoralului românesc, respectiv de deversarea apelor dulci ale fluviului Dunărea în sectorul nordic.

Calitatea microbiologică a apelor costiere din sectorul românesc al Mării Negre variază, în general, de la stare foarte bună (toţi indicatorii bacterieni de poluare microbiologică se încadrează în valorile de referinţă specificate de normativele naţionale şi europene), până la poluarea fecală a apei, în funcţie de prezenţa sau absenţa surselor de poluare, precum şi de condiţiile hidro-meteorologice specifice sectorului românesc. Cel mai crescut nivel al încărcăturii microbiologice din apele costiere româneşti ale Mării Negre, cu depăşiri ale valorilor obligatorii prevăzute de standardele româneşti şi europene pentru indicatorii bacterieni de poluare fecală, a fost înregistrat în perioada 1970 - 2000 (Stoica, 2001, 2002; Velescu şi Pecheanu, 1984). Incepând cu anii 2000, se observă o tendinţă de îmbunătăţire semnificativă a calităţii microbiologice a apelor Mării Negre din zona costieră românească, în principal datorită îmbunătăţirii sistemelor de tratare şi evacuare a apelor uzate în mediul marin (Stoica şi colab., 2004). Cu toate că frecvenţa depăşirii concentraţiilor obligatorii sau recomandate înregistrate în

ultimii 5 ani a fost cea mai scăzută comparativ cu perioada 1970-2000, ţinta legală nu este atinsă în totalitate (Fig. 2.4-24) .

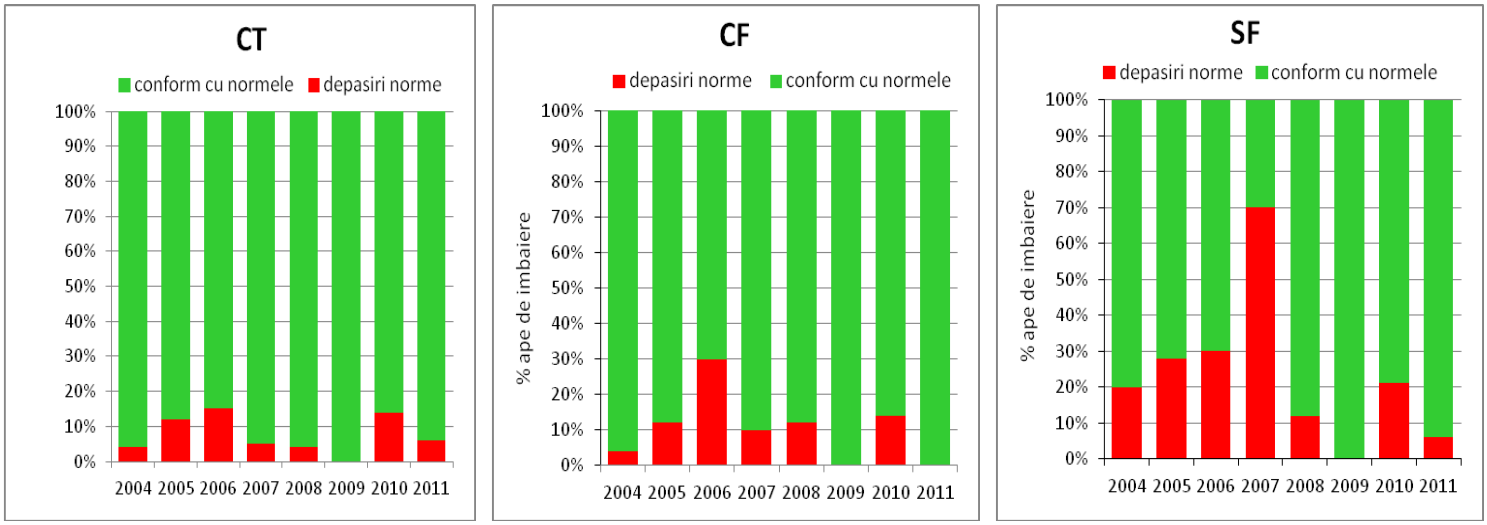


Fig. 2.4-24 Proporţia de analize de apă marină din zonele de îmbăiere amenajate care depăşeşte valorile recomandate şi obligatorii (95 % < 10000 per 100 ml valoare obligatorie pentru CT; 95 % < 2000 per 100 ml valoare obligatorie pentru CF şi 100 per 100 ml valoare recomandată pentru SF), specificate de Normativele naţionale şi Directiva apei de îmbăiere (2008/56/CE) în perioada 2004-2011

Depăşirea concentraţiilor admisibile sau recomandate se înregistrează anual în unele zone marine de îmbăiere în perioada sezonului estival, situaţie care reflectă o evoluţie a calităţii apelor marine de îmbăiere direct dependentă de condiţiile hidro-meteorologice îndeosebi din ultimii 4 ani (2008-2011) caracterizate prin vreme caniculară în cursul verii, cu temperaturi deosebit de ridicate ale apelor marine de mică adâncime. In plus, valori maxime ale indicatorilor bacterieni (>16000 germeni / 100 ml) sunt frecvent prezente în zonele aflate sub influenţa deversorilor de ape uzate, cu posibil impact negativ asupra mediului marin şi asupra sănătăţii umane.

3 Activităţi, presiuni antropice şi analiza impactelor

3.1 Introducere

Litoralul românesc la Marea Neagră se întinde de la graniţa cu Ucraina (în nord) până la cea cu Bulgaria (în sud). Cu o lungime de 245 km, litoralul românesc este împărţit în două mari sectoare: plaje joase, aflate între Sulina şi Cap Midia, şi plaje înalte, aflate în partea sudică, respectiv între Cap Midia şi Vama Veche.

Din punct de vedere administrativ, litoralul românesc este acoperit de două judeţe – judeţul Tulcea, la nord, şi judeţul Constanţa, la sud. Judeţul Tulcea este constituit dintr-o întinsă regiune deltaică protejată, incluzând Delta Dunării, pe al cărei teritoriu a fost înfiinţată Rezervaţia Biosferei Delta Dunării. Judeţul Constanţa este considerat o regiune dezvoltată, în care sunt concentrate majoritatea activităţilor economice, multe dintre ele fiind strâns legate de mare.

Judeţul Constanţa este şi cel mai mai urbanizat din România. Reşedinţa judeţului se află în Municipiul Constanţa, cu o populaţie de 301.951 locuitori (Raport APM Constanţa, 2010); vara, populaţia creşte vertiginous, odată cu numărul turiştilor.

Principalele presiuni antropice identificate în zona costieră românească provin din dezvoltarea accentuată a diferitelor activităţi socio-economice în spaţiul natural al zonei costiere: turism şi recreere, construcţii/cartiere de case de vacanţă în zone turistice, extindere şi modernizare porturi turistice existente, porturi şi navigaţie, pescuit marin, agricultura şi industria alimentară, industria petrochimică, rafinării etc. (Fig. 3.1-1).

Urmare acestor presiuni, zona costieră românească s-a confruntat cu probleme semnificative în ceea ce priveşte distrugerea habitatelor, eroziunea costieră, poluarea apei şi sărăcirea resurselor naturale. Creşterea rapidă a populaţiei şi turismului, exploatarea la scară mare a resurselor naturale şi dezvoltarea rapidă a infrastructurii au condus la degradarea severă şi la declinul calităţii zonei costiere româneşti (INCDM, 2010).

Acest Raport reprezintă cea de a doua parte a evaluării iniţiale şi anume “analiza presiunilor şi a impacturilor predominante, inclusiv cele care rezultă din activităţi umane, care influenţează starea ecologică a apelor marine româneşti”, prevăzută în Art. 8 b a Directivei Cadru - Strategia pentru mediul marin.

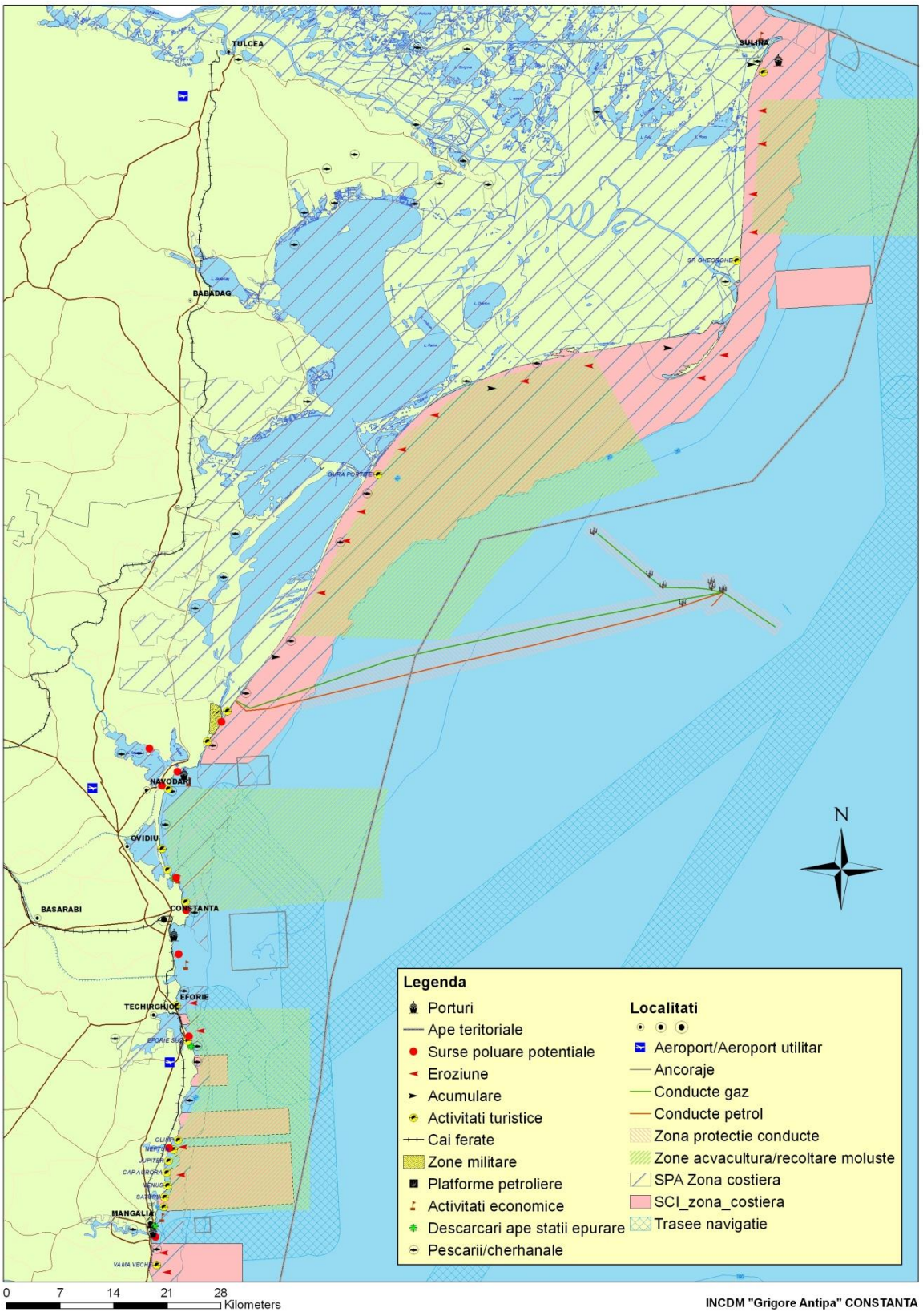


Fig. 3.1-1 Harta principalelor activităţi socio-economice desfăşurate în zona costieră a litoralului românesc al Mării

3.2 Transportul maritim

Transportul maritim românesc dispune de porturile Constanţa Nord şi Constanţa Sud, acestea împreună cu portul Constanţa Sud-Fluvial formând marele Port Constanţa. Cu o suprafaţă totală de 3.926 ha, portul Constanţa este cel mai mare port de la Marea Neagră şi al patrulea din Europa ca mărime. Portul Constanţa este împărţit în trei subdiviziuni:

- *Portul maritim*, care are o capacitate de operare anuală de 100 milioane de tone şi este deservit de către 156 dane funcţionale, permiţând accesul navelor cu o capacitate de până la 220.000 tdw; o capacitate de trafic de mărfuri de peste 80 milioane tone/an.
- *Portul fluvial* permite accesul oricărui tip de navă fluvială având o capacitate de operare anuală de 10 milioane de tone. Prin acest port trec zilnic aproximativ 200 de nave fluvial.
- *Portul turistic* este un punct de reper important pentru navele de pasageri care navighează de-a lungul Mării Negre.

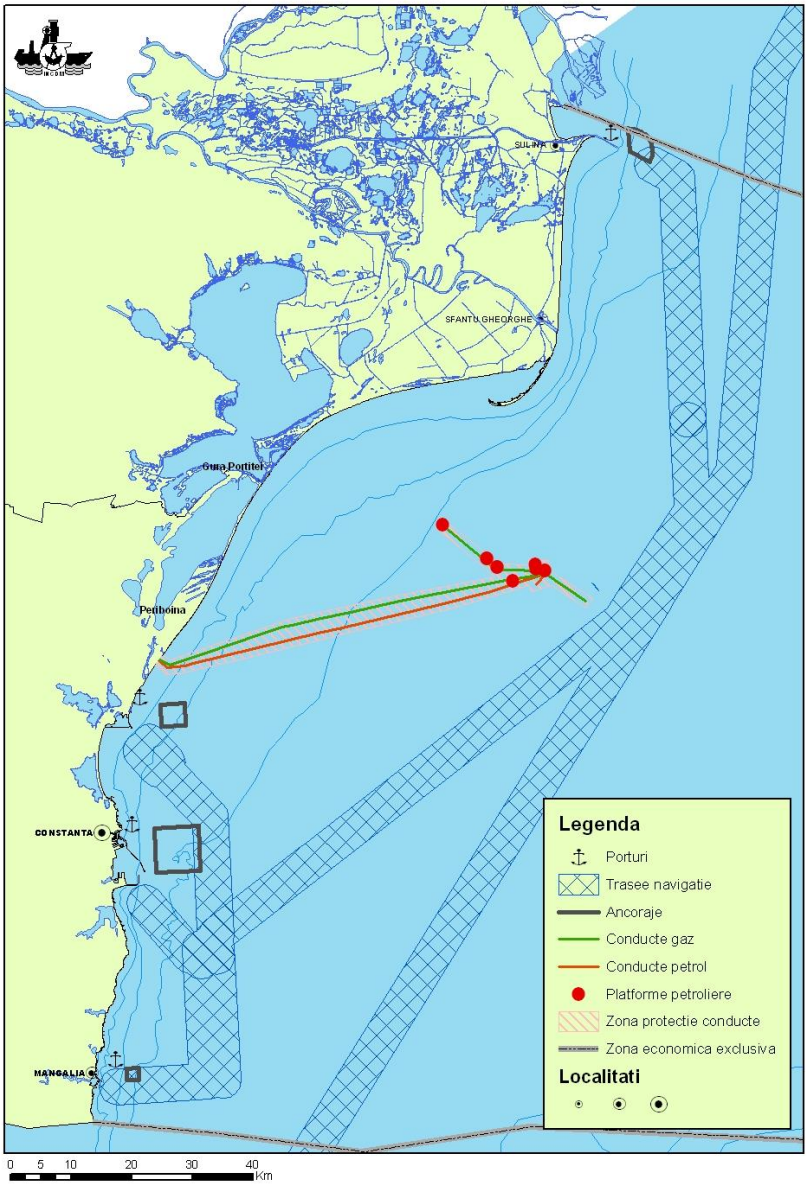


Fig. 3.2-1 Harta traseelor de navigaţie, ancoraje, conducte pentru gaz şi petrol, platforme petroliere din apele marine româneşti

În cadrul şantierului Naval Constanţa se construiesc nave noi cu capacităţi de până la 250.000 tdw, şi se efectuează lucrări de reparaţii la corpul navei, motoare, echipamente electrice şi electronice cu specific naval. S.C. Meconst S.A realizează producţie de echipament naval şi utilaj tehnologic specific (pompe, armături industriale, compresoare, răcitoare de apă şi ulei, condensatori de abur, hidrofoare).

Principalele surse cu potenţial de producere al poluărilor accidentale sunt navele comerciale aflate în special în cursul operaţiunilor de încărcare-descărcare, desfasurate pe raza porturilor, dar si alte surse situate pe uscat: avarii survenite la conducte de canalizare, degradari ale retelei de canalizare ca urmare a furtunilor din timpul iernii.

Pentru perioada 2007-2011 a fost inregistrat un numar de 39 poluari accidentale provenind atat de pe uscat cat si de pe mare, evolutia acestora fiind reprezentata in figura de mai jos:

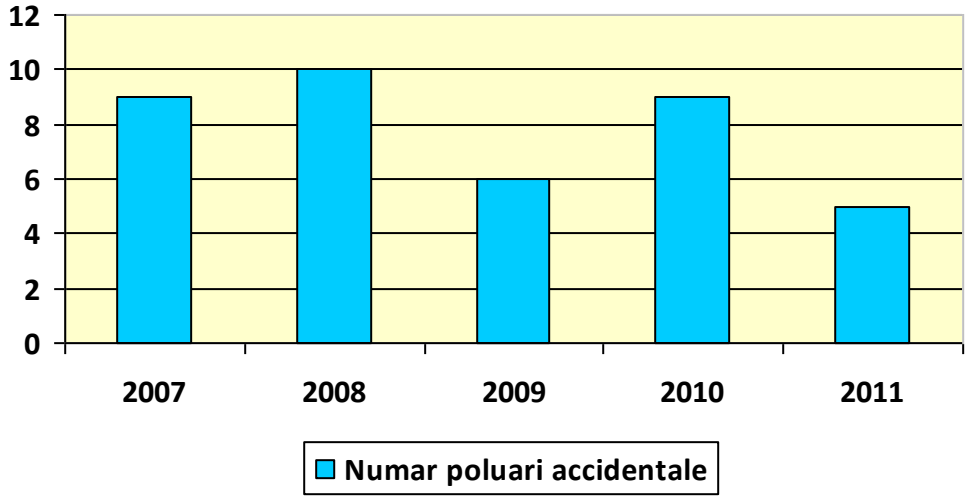


Fig. 3.2-2 Numărul poluarilor accidentale înregistrate în perioada 2007-2011

Din totalul de 39 de poluari accidentale produse in perioada 2007-2011, 33 au fost inregistrate in acvatorii portuare si 6 in largul Marii Negre.

Substantele poluante au rezultat din deversarile de la nave, exploatarea deficienta a instalatiilor, accidente in procesul de incarcare – descarcare, scufundari ale navelor si au constat in principal in hidrocarburi petroliere.

Niciuna din situatiile de poluare accidentala nu a fost grava si nu a avut consecinte semnificative, poluarea creata fiind gestionata in cel mult cateva zile de la producere.

In toate situatiile s-au montat baraje antipoluare, s-au aplicat substante absorbante si s-a intervenit cu navele Depol pentru ecologizarea zonei afectate.

3.2.1 Impactul traficului maritim

În anul 2008, Portul Constanţa a înregistrat un trafic de 61,9 milioane tone, din care 50,5 milioane tone transport maritim şi 11,4 milioane tone transport fluvial, cca. 36,8 milioane tone în 2009 şi cca. 40,3 milioane tone în 2010 (fără luna decembrie).

Traficul maritim implică multiple presiuni asupra biodiversităţii Mării Negre, între care deversarea de nutrienţi, producerea zgomotului subacvatic, pierderi de produse petroliere şi răspândirea de organisme non-indigene, exotice.

Influxul de nutrienţi. Activităţile de transport maritim şi fluvial au contribuit la eutrofizarea Mării Negre prin emisiile de oxizi de azot (NOx) şi deversarea de azot şi fosfor conţinute în apele uzate menajere provenite de la nave. De asemenea, sărurile de azot emise în

aer sunt depuse atât direct pe suprafaţa apei mării, cât şi în bazinul său hidrografic, de unde, o parte, sunt antrenate în mare prin intermediul râurilor. In Tabel 3.2-1 se dau poluările accidentale cu petrol şi ape uzate menajer, fără impact major asupra mediului, înregistrate în anul 2010 (Raport APM Constanţa, 2010).

Pierderile de produse petroliere. Deversările accidentale de petrol de pe nave produc efecte în cascadă asupra ecosistemului marin, de la fitoplancton până la vârful lanţului trofic. Deşi sunt puţin cunoscute, se presupune că aceste deversări chiar minore sunt dăunătoare, având în vedere scăderea disponibilităţii de hrană şi creşterea bioacumulării de substanţe toxice.

Transportul de produse petroliere cu tancuri petroliere româneşti a fost în scădere imediat după 1990. In anul 2010, ultimul petrolier românesc din cele şase câte navigau sub pavilion românesc, petrolierul *Histria Topaz* a fost vândut la fier vechi. Cantităţile de produse petrolere detectate în port sau în apele litorale provin din pierderi mici ilegale sau accidentale (Tabel 3.2-1). Totuşi trebuie avut în vedere efectul cumulativ negativ al acestor pierderi minore. Speciile care au de suferit cel mai mult sunt păsările acvatice şi cetaceele care pot suferi de hipotermie şi intoxicaţie, ceea ce poate cauza moartea animalelor, în special a păsărilor.

Alte efecte ale transportului maritim, mai ales în apele de mică adâncime, sunt cele de natură fizică. Navele generează mişcări de mase de apă, ceea ce duce la remodelarea zonei costiere, schimbă circulaţia nutrienţilor în coloana de apă amplificând fenomenul de eutrofizare.

Chiar modificări structurale şi scăderea comunităţilor ihtiologice costiere se poate datora traficului maritim, eroziunii costiere, creşterii sedimentării şi eutrofizării. Traficul maritim poate de asemenea duce la creşterea cantităţilor de deşeuri marine. Foulingul, ca şi apele şi sedimentele de balsat, transportă organisme exotice iar vopselele chimice antifouling, folosite la vopsirea corpului navelor, cauzează efecte acute asupra organismelor, în special asupra speciilor din nivelele trofice inferioare ale piramidei trofice.

Zgomotul. Deşi traficul maritim produce creşterea considerabilă a nivelului zgomotului, atât la suprafaţă, cât şi în masa apei, se pare că acesta nu cauzează deteriorări acute animalelor marine, dar produc perturbări mai ales speciei de delfin *Phocoena phocoena* (focenă, porc de mare).

Tabel 3.2-1 Poluări accidentale cu petrol şi ape uzate menajer, fără impact major asupra mediului, în anul 2010 (Raport APM Constanţa, 2010).

Data	Curs de apă afectat	Agent poluator	Natura poluării
02.02.	Marea Neagră - Constanţa, portul Constanţa sud (danele şantierului Naval Orşova-Sucursala Agigea	Remorcher maritim *Sirena 9*	Deşeuri plutitoare şi usoare irizaţii de hidrocarburi.
31.03.	Marea Neagră, Constanta, Portul Constanţa Sud – acvatoriul portuar dana 34	SC RAJA SA	Ape uzate neepurate din conducta de canalizare menajeră aparţinând SC RAJA SA amplasat pe teritoriul portului Constanţa.
11.05.	Marea Neagra, Constanta, acvatoriul Portului Constanta, Dana 84, pluvial aparţinând SC RAJA SA		Evacuări de ape uzate impregnate cu produs petrolier în acvatoriul portului, pe conducta încastrată în cheul danei 84. - prezenţa produsului petrolier pe o suprafaţă de cca. 40 mp – irizaţii şi 16mp peliculă.
11.07.	Marea Neagra, Acvatoriul portului Constanţa		Produs petrolier
01.09.	Marea Neagră, Zona 6 Mm la sud faţă de Cap dig Nord port Constanţa	Nava Cargo *Medy* sub pavilion Turcia	Hidrocarburi petroliere, irizaţii
15.09	Marea Neagră, Constanţa, dana 34, 63,	CET PALAS Constanţa pe	Produs petrolier

	86 acvatoriul Portului Constanţa	conductele aparţinând SC RAJA SA	
5.11.	Constanta, acvatoriul portuar -Dana 86	Instalaţie artizanală	Ape uzate neepurate cu conţinut ridicat de produs petrolier, irizaţii de produs în acvatoriu
19.11	Portul Constanţa, dana 17	hidrocarburi (irizaţii), pe o suprafaţă de 1500-2000mp	
19.12.	Dunăre, în afara portului Hârşova, km 261+100, la distanţa de 45-50m faţă de malul stâng, adâncime de 30m	împingătorul *Orion*, barja SG 5	963 tone îngraşăminte fosfatice (AMMOPHOS)

3.3 Construcţiile hidrotehnice la litoralul românesc

Unul din factorii disturbanţi care a acţionat şi la litoralul românesc şi care, alături de alte influenţe negative, a determinat, în timp, o scădere a biodiversităţii, l-au constituit procesele de eroziune, dar și lucrările şi construcţiile hidrotehnice litorale, multe din ele menite chiar să împiedice eroziunea. Intre lucrările hidrotehnice din ultimele decenii cu bilanţ negativ amintim:

- lucrările hidrotehnice de amenajare a râurilor (baraje, derivaţii, alimentări cu apă, lucrări antierozionale, etc.);
- lucrările în legătură cu navigaţia (construirea şi extinderea jetelelor pentru braţul Sulina pe o distanţă de cca. 9 km) şi protecţia litorală (epiuri, diguri, etc.);
- construcţii de porturi maritime.

Consecinţele au fost reprezentate de modificări ale morfologiei ţărmului şi ale pantei fundului, schimbări în structura substratului, creşterea conţinutului de substanţă organică în apă şi sedimente, creșterea turbidităţii. Toate acestea au condus la instalarea unor condiţii mai puţin prielnice, de fapt la o degradare a condiţiilor de viaţă pentru toate categoriile de organisme vegetale şi animale, atât în cele din masa apei (planctonice), dar mai ales în cele legate de substrat (organismele bentale). Un exemplu edificator al scăderii biodiversităţii, datorat în cea mai mare măsură acestui factor negativ, îl reprezintă evoluţia macroflorei algale de la litoralul nostru.

Impactul asupra macrofitelor. Antrenarea de mari cantităţi de suspensii, care ajungând în masa apei reduc penetrabilitatea luminii, pe de o parte, iar pe de altă parte produc colmatarea substratului şi împiedică fixarea sporilor, apoi germinarea şi dezvoltarea algelor. Creşterea cantităţii de suspensii a dus la scăderea transparenţei şi implicit a scăzut limita de dezvoltare a macroflorei algale (Sava, 2000), fiind înăbuşiţi germenii şi stadiile juvenile ale algelor roşii şi brune deosebit de sensibile. Câmpurile de *Cystoseira* aveau un rol important în amortizarea şocurilor valurilor, iar reducerea lor a atras după sine antrenarea în apă a unor mari cantităţi de suspensii.

Ca urmare, din cele 122 de specii de macrofite descrise pentru litoralul românesc, în anul 1980 s-au mai întâlnit doar 70 specii din care numai cca. 20 specii au avut o prezenţă mai semnificativă, pentru ca în 1982 lista speciilor să cuprindă numai 24 taxoni.

Centura de alge brune din genul *Cystoseira*, ce constituia altădată o caracteristică pentru zona sudică a litoralului (zona de la nord de Tuzla şi până la Vama Veche, la o adâncime de 0,5 - 2m, o centură de 150-200m lăţime), o centură cu rol ecologic deosebit, s-a diminuat progresiv. Prin evaluările făcute în 1971, s-au determinat 5.600 tone, în 1979 doar 120 tone, iar după 1980 nu s-a mai întâlnit decât tufe izolate.

Reducerea şi apoi dispariţia câmpurilor cu alga perenă *Cystoseira*, ce reprezenta un mediu de viată favorabil pentru o bogată faună asociată, a determinat reducerea sau dispariţia unor specii de nevertebrate bentale ce trăiau în desişurile algale (specii de amfipode, gasteropode, creveţi, crabi), precum şi restrângerea zonelor de răspândire, hrănire şi adăpost pentru multe specii de peşti, îndeosebi *Bleniidae* şi *Labridae*. Faciesul cu *Cystoseira,* ce reprezenta astfel o nişă ecologică foarte importantă pentru desfăşurarea vieţii marine din zona infralitorală, este astăzi dispărută.

O situaţie asemănătoare a avut-o şi *Zostera marina* (iarba de mare), singura specie de fanerogamă marină ce forma adevărate "insule verzi" la mică adâncime în zonele sedimentare de la Midia, Agigea, Mangalia şi care, în present, este aproape dispărută. Odată cu ea, s-au diminuat sau chiar au dispărut unii cocenonţi - organismele animale ce-şi aveau mediul de viaţă în desisurile formate de firele de *Zostera* (îndeosebi garizii, care abundau aici, şi speciile de peşti din familia *Sygnatidae* (călutul de mare - *Hippocampus microstephanus,* şi acul de mare- *Syngnathus argentatus*.

Impactul asupra medio-litoralului nisipos şi interstiţial supralitoral. Schimbările produse în textura sedimentelor medio-litorale, colmatarea avansată din anumite zone ale litoralului, au influenţat în mod negativ şi viaţa organismelor din interstiţial. Cercetările din ultimii 4-5 ani, când s-au reluat cercetările în acest mediu de viaţă, au evidenţiat o îngrijorătoare sărăcire a faunei, atât ca diversitate specifică, cât şi ca densitate, comparativ cu situaţia înregistrată în perioada 1960-1970.

Tendinţa de degradare ecologică a celor două biotopuri - mediolitoralul nisipos şi interstiţial supralitoral a fost determinată de vehicularea unor cantităţi crescânde de materie organică particulată şi dizolvată prin sistemul microporal endopsamic, mergând până la colmatarea lui şi reducerea considerabilă a permeabilităţii sedimentului, determinând adeseori instalarea condiţiilor anaerobe. Astfel, marea diversitate specifică caracteristică acestor biotopuri în deceniile anterioare, este în prezent mult diminuată. Unele specii dominante în trecut, ca de exemplu asociaţia dintre bivalva *Mesodesma corneum* şi polichetul *Ophelia bicornis* - caracteristică mediolitoralului din zona sudică, au fost total absente în ultimii ani.

Şi în zona mediolitorală cu nisipuri fine de la nord de Constanţa, unde, în anii '60, au fost identificate un număr de 76 specii de nevertebrate, la nivelul anului 1993 s-au întâlnit mai puţin de jumătate din acest număr de specii.

3.4 Activităţile de prospectare şi explorare pentru petrol şi gaze

In încercarea de a schimba tendinţa descendentă a nivelului producţiei de hidrocarburi din ţară, în anul 1990 Guvernul României a decis să încurajeze investiţiile private şi accesul noilor tehnologii prin organizarea de licenţe pentru prospectarea de petrol şi gaze în subsolul platoului continental românesc al Mării Negre (Fig. 3.4-1).

Există două modalităţi de prospectare şi anume prospectarea seismică şi prospectarea prin foraje. Prospectarea seismică precede prospectarea prin foraje, şi are ca scop obţinerea imaginilor seismice ale geologiei fundului marin. Profilele seismice sunt interpretate, iar interpretările sunt folosite la întocmirea hărţilor geologice care să ajute la explorarea de hidrocarburi. Sursa de energie pentru obţinerea sunetelor sunt *tunurile de aer*.

Din ambele tipuri de prospectare s-au identificat mai multe surse de poluare care au impact diferit asupra mediului.

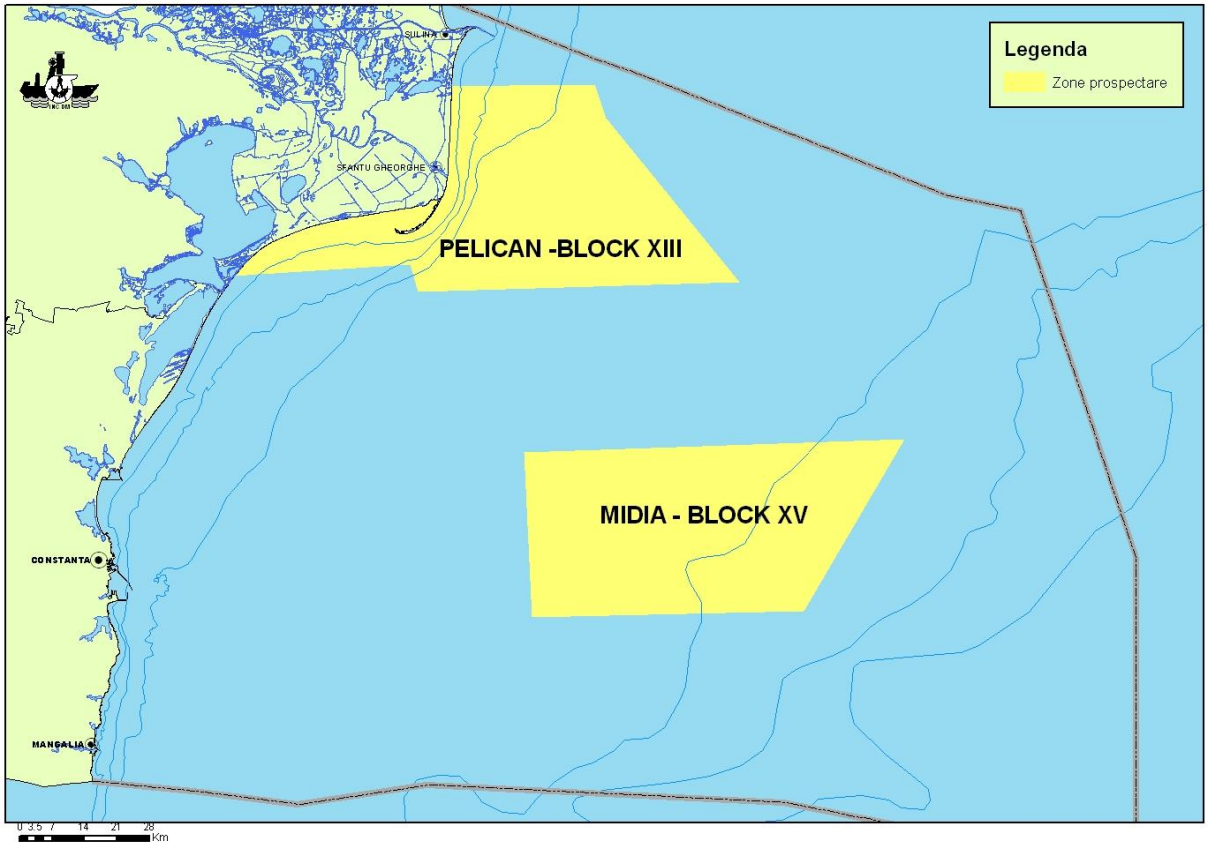


Fig. 3.4-1 Harta zonelor de prospectare pentru petrol şi gaze din apele marine româneşti

Surse de poluare

1. *Tăieturi, detritus* sau *solide de foraj* – rezultă în urma acţiunii de tăiere în roca de substrat, şi pot avea diferite dimensiuni (15-338 µm), iar cantităţile totale ale acestora diferă în funcţie de adâncime, diamentrul secţiunilor, etc. O parte din cantităţile de solide de foraj pot rămâne pe fundul mării, altă parte ajunge la suprafaţă, pe platformă, de unde vor fi deversate. Tăieturile deversate se vor scufunda până la fundul mării, iar dispersia acestora pe fundul mării depinde de distribuţia şi dimensiunile particulelor, adâncimea apei şi curenţi (Tabel 3.4-1).

2. *Nămolul* sau *noroiul de foraj* este un amestec de mai multe substanţe chimice (10, în cazul particular al explorării din perimetrul XV Midia, în iulie 2007) (de ex. bentonita, soda caustică, cenuşa sodică, gelplex, floplex, şi altele), de obicei cu apa de mare.

3. *Emisiile atmosferice* provenite din arderea motorinei în generatoarele de putere de pe platformă şi de pe vasele de asistenţă. Acestea conţin mult mai mulţi compuşi, între care metale grele, dioxină, HCB şi materii particulate în suspensie, substanţe care deşi sunt în cantităţi infinitezimale, unele dintre ele sunt foarte periculoase pentru sănătatea umană dar şi pentru mediu.

4. *Zgomotul subacvatic* provine din activităţile de pe platformă, macarale, navele de asistenţă, elicopterul care face schimbul de echipaj etc., în cazul prospectării prin foraj, sau de la tunurile de aer în cazul prospectării seismice (Tabel 3.4-1).

5. *Deversarile accidentale* de motorină, produse fie în urma unui transfer de pe vasul de alimentare în depozitul vrac de pe platformă (scurgeri care sunt rare şi în cantităţi mici) sau în cazul unui accident (coliziune), când tot stocul de hidrocarburi poate ajunge în mare.

3.4.1 Impactul asupra mediului marin

Tăieturile de foraj împreună de nămolul de foraj reprezintă primele două categorii de poluanţi rezultaţi din activităţile de foraj care pot avea impact atât asupra calităţii apei şi sedimentelor din ampasament şi implicit asupra speciilor de organisme vegetale şi animale.

- **Creşterea cantităţilor de suspensii din apă**. Tăieturile de foraj, împreună cu reziduurile de nămol şi substanţele chimice din componenţa sa vor produce creşteri ale cantităţilor de suspensii atât în apă cât şi în sedimente, ceea ce va provoca o scădere a transparenţei şi o creştere a turbidităţii.
- **Colmatarea şi moartea prin asfixie a organismelor unicelulare.** Scăderea transparenţei va avea impact imediat şi direct asupra organismelor unicelulare fotosintetizatoare (fitoplancton), şi indirect asupra zooplanctonului fitoplanctonofag; creşterea cantităţilor de suspensii va produce colmatarea aparatului respirator al unor specii zooplanctonice, provocând moartea prin asfixie a acestora. Impactul cel mai mare se va produce asupra organismelor bentale, şi în primul rând asupra acelora care se hrănesc prin filtrarea suspensiilor din apă, cum ar fi moluştele, scoicile.
- **Zgomotul subacvatic** poate avea consecinţe patologice, uneori chiar letale, asupra tuturor categoriilor de organisme (fitoplancton, zooplancton, nevertebrate bentale şi peşti), dar impactul cel mai grav se resimte la nivelul delfinilor. Evaluarea impactului zgomotelor asupra cetaceelor se bazează, în cea mai mare parte, pe speculaţii. Animale foarte active, mamiferele marine sunt capabile să evită navele, în plus, unele specii, printre care şi cele trei specii de delfini din Marea Neagră, posedă abilităţi şi aptitudini comportamentale prin care îşi pot reduce vulnerabilitatea la efectele negative ale zgomotelor de origine umană. Totuşi, se consideră că zgomotul şi vibraţiile pot avea impact direct sau indirect, cumulativ şi sinergic asupra delfinilor, prin modificarea comportamentului, abandonul zonelor de hrănire, reproducere sau creştere a puilor.

Tabel 3.4-1 Informaţii despre poluarea fizică, chimică şi biologică (conform "Studiului de impact", elaborat de INCDM, pentru exploatarea şi explorarea potenţialului de hidrocarburi a Blocului XV Midia, în iulie 2007)

Tipul poluării	Sursa de poluare	Nr. surse	Poluare calculată pe zona obiectivului
Zgomote şi vibraţii	Platforma de foraj semi-submersibilă	1	150 dB
	Introducerea tuburilor		135-145 dB
	Vasele de asistenţă (remorcher)	1	162 dB
	Generatoare de putere		150 dB
	Elicopter	1	140 dB
	Macarale	3	150 dB
Nămol pe bază de apă	In timpul forării secţiunilor de puţ	324 t	O suprafaţă de minimum 6.500 m^2 şi coloana de 100 m adâncime afectată fizic, chimic şi biologic
Tăieturi (solide) de foraj		311,6 t	
Ape uzate (gri şi negre)	Operaţiuni de spălare a platformei, stingerea incendiilor, bucătării, duşuri, toalete	630 t	
Uleiuri uzate	Din scurgerile de ape de pe punte	0,35 t	
Deversare accidentală de motorină	- Transfer de pe vasul de alimentare; - Scurgeri din rezervoare sau supape;	789 m^3	O suprafaţă de sedimente de fund de minimum 6.500 m^2 afectată fizic, chimic şi biologic
Deversare accidentală de substanţe chimice	- Scurgerea întregului stoc depozitat pe platformă	65-t	

Scurgerile de motorină, deşi sunt rare şi în cantităţi mici, pot produce unele efecte negative, precum reducerea cantitatilor de fito- şi zooplancton, afectarea habitatelor ihtiofaunei, a speciilor care intră în hrana acestora, impact direct şi indirect asupra delfinilor. Până în prezent, nu s-a înregistrat nici un accident (coliziune) în cazul prospectărillor efectuate pe platoul continental românesc.

3.5 Activităţi recreaţionale şi turism

Litoralul românesc al Mării Negre concentrează 43% din potenţialul turistic al ţării.

Situat la confluenţa mai multor coridoare de transport pan-european şi beneficiind de proximitatea Mării Negre, municipiul Constanţa poate dezvolta o serie întreagă de produse turistice, cum ar fi: turismul estival, turismul balnear, turismul de odihnă şi recreare, turismul sportiv şi nautic, turismul de afaceri şi turismul de croazieră şi de itinerary (Raport APM Constanţa, 2005).

Staţiunea **Mamaia** este situată pe cordonul de nisip ce separă apele sărate ale mării de apele dulci ale lacului Siutghiol. Plaja Mamaia este cea mai mare plajă a litoralului românesc, cu o lungime de 10 km şi o lăţime ce variază între 100 şi 200 m la nord şi 50-100 m la sud.

În staţiunea Mamaia funcţionează patru baze nautice de agrement la mare care oferă turiştilor o gamă largă de servicii specifice: plimbări cu hidrobicicleta, ridicări cu parapanta, windsurfing şi şcoală de Yachting, scufundări, scutere acvatice, tractări cu banane gonflabile, tractări cu colaci gonflabili, agrement cu bărci cu vele tip Catamaran şi Caravele.

Pentru serviciul de salvamar care funcţionează aici au fost amenajate 10 posturi de observare, au fost achiziţionate 10 bărci cu rame, 2 şalupe rapide şi 20 de planşe de înot.

In sudul litoralului amintim staţiunile Eforie Nord, Eforie Sud, Costinești, Olimp, Neptun, Aurora, Venus, Jupiter, Saturn, cât și satele de la sud de Mangalia, 2 Mai și Vama Veche.

În iulie 2008, pe litoralul românesc existau 249 de hoteluri. In fiecare vară se apreciază că peste 1 milion de turiști vizitează litoralul românesc (1,3 milioane în anul 2009). Practic, în sezonul estival, populaţa judeţului Constanţa se dublează.

La litoralul românesc există *trei porturi de agreement (marine)* (Portul Turistic Mangalia, Tomis Constanţa, Portul Marina Eforie). In Mamaia s-a dat în folosinţă, în vara 2012, o pasarelă care permite accesul turiştilor la un debarcader pentru ambarcaţiuni de agrement. Aceasta face parte din viitorul port turistic Mamaia. Se preconizează construcţia unei noi marine, care va fi cel mai mare port de agrement din bazinul Mării Negre se va numi *Marina di Eforie*. Portul se va întinde pe 200 de hectare, între portul Constanţa Sud-Agigea şi începutul staţiunii Eforie Nord.

Pescuitul recreativ/sportiv la litoralul românesc se desfăşoară atât de pe plajă sau diguri, precum şi din ambarcaţiuni. Există posibilitatea de a închiria ambarcaţiuni pentru pescuitul în larg în majoritatea porturilor de la mare, Sulina, Sf. Gheorghe, Gura Portiţei, Midia, Portul Tomis, Eforie Nord, Mangalia.

3.5.1 Impactul activităţilor recreaţionale

Dublarea populaţiei în sezonul estival face ca presiunile exercitate de turism asupra mediului să fie semnificative. În primul rând, se dublează cantitatea de apă uzată menajer ce necesită epurare, se dublează traficul, ceea ce duce implicit la dublarea emisiilor din trafic şi la creşterea nivelului de zgomot.

Dintre activităţile turiştilor cele mai importante sunt îmbăierea, plimbările cu ambarcaţiuni mai mari sau mai mici, unele dintre ele particulare, dar şi pescuitul recreativ/

sportiv. Aceste activităţi au mare potenţial de impact negativ asupra ecosistemului, prin emisia de nutrienţi şi agenţi microbiologici, deşeuri marine, deteriorări fizice şi extracţia de resurse.

Activitatea ambarcaţiunilor de agrement se desfăşoară în special în porturile turistice care contribuie la fragmentarea zonei costiere şi sunt asociate cu impacte negative ale dragajelor din timpul construcţiei. Ambarcaţiunile proprietate personală (bărci cu vâsle, dar şi bărci cu motor, cutere şi veliere) şi activităţile asociate, cum ar fi pescuitul, cauzează multiple impacte asupra mediului marin. Unele dintre acestea au capacităţi de petrecut noaptea pe mare. Ambarcaţiunile mai mari au facilităţi de colectare a deşeurilor de toaletă la bord, dar, în multe bărci de agreement, nu există astfel de facilităţi, de aceea acestea sunt aruncate în mare sau depozitate pe ţărm.

Un impact continuu îl reprezintă casele de vacanţă, care contribuie la poluare, cu cantităţi mari de nutrienţi şi agenţi microbiologici, deoarece multe nu sunt conectate la reţeaua municipală de canalizare.

Deşeurile de toaletă (de la ambarcaţiuni şi casele de vacanţă neracordate la reţeua de canalizare), ca şi comportamentul necivilizat al turiştilor în apele de îmbăiere, reprezintă un risc de poluare şi sunt sursă de nutrienţi, cu impact asupra biodiversităţii. In Tabel 3.5-1, se vede cum indicatorii de poluare fecală cresc în perioada de vară, comparativ cu perioadele anterioare şi următoare verii.

Direcţia de Sănătate Publică monitorizează, din 49 puncte, atât indicatori microbiologici (coliformi totali, coliformi fecali, streptococci fecali, *Salmonella*, enterovirusuri), cât şi indicatori fizico-chimici (temperatură, pH, uleiuri minerale, fenoli, transparenţă, oxygen dizolvat, grad de saturaţie, CBO_5). Aceste puncte se află în 15 zone de îmbăiere amenajate - plaja Năvodari – tabăra de copii, plaja Mamaia, plaja Modern - Constanţa, plaja Eforie Nord, plaja Eforie Sud, plaja Constineşti, plaja Olimp, plaja Neptun, plaja Jupiter, plaja Cap Aurora, plaja Venus, plaja Saturn, plaja 2 Mai, plaja Vama Veche, plaja Techirghiol (Raport APM Constanţa, 2010).

Tabel 3.5-1Caracteristicile microbiologice ale apelor de îmbăiere de pe litoralul românesc, în anul 2010

Indicatori microbiologici	2010								
	19.05	02.06	14.06	28.06	12.07	26.07	09.08	23.08	07.09
Coliformi totali/100ml	109	360	3	7	348	218	345	210	245
Coliformi fecali/100 ml	78	0	1	5	200	91	340	9	8
Streptococi fecali/100ml	88	10	6	3	4	9	21	2	1
Salmonella/l	abs.	abs.	abs.	abs.	abs.	abs.	abs.	abs.	abs.
Enterovirusuri UFP/10 l	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Deşeurile de pe plaje. Identificarea şi inventarierea numerică a deşeurilor prezente pe plajele de la litoralul românesc a fost realizată de ONG Mare Nostrum, în cadrul proiectului *Coastwatch*, încă din anul 1995. In anul 2011, observaţiile s-au desfăşurat în perioada 19 septembrie – 1 noiembrie, în 32 de locaţii, atât în judeţul Constanţa, pe litoralul cuprins între Corbu şi Mangalia, cât şi în judeţul Tulcea, pe litoralul adiacent comunei Sf. Gheorghe.

În urma centralizării datelor obţinute din teren, s-a însumat un total de 45.369 deşeuri, din care 29.882 sunt deşeuri din plastic (66%), 8.815 deşeuri de hârtie (19%), 4.392 deşeuri de metal (10%), iar 2.264 deşeuri din sticlă (5%) (Fig. 3.5-1).

Staţiunea cu cea mai mare cantitate de deşeuri a fost Mamaia, urmată de Neptun şi Constanţa. Staţiunile cele mai curate, cu număr mic de deşeuri, au fost Cap Aurora, Saturn şi Tuzla. Totuşi, pe sectorul între Melody Bar şi Terasa Azur de la Mamaia, a fost recoltată cantitatea cea mai mică de deşeuri de plastic (numai 55 bucăţi). În extrema cealaltă, se găseşte sectorul de plajă aferent staţiunii Neptun, unde au fost contorizate 6872 deşeuri din plastic (Fig. 3.5-2).

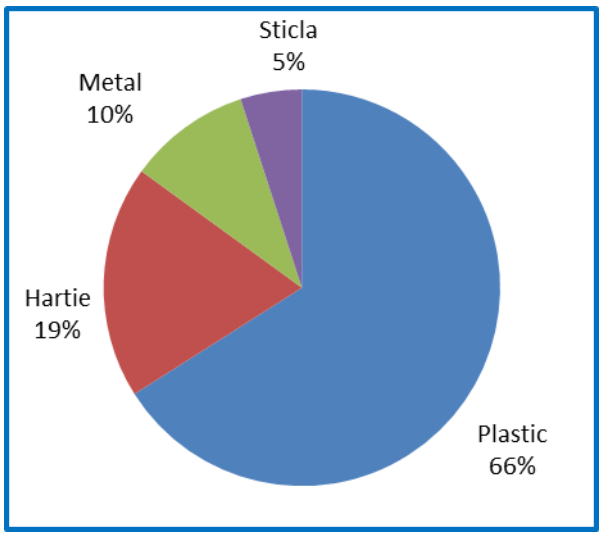


Fig. 3.5-1 Distribuţia procentuală a deşeurilor identificate pe plaje, în anul 2011.

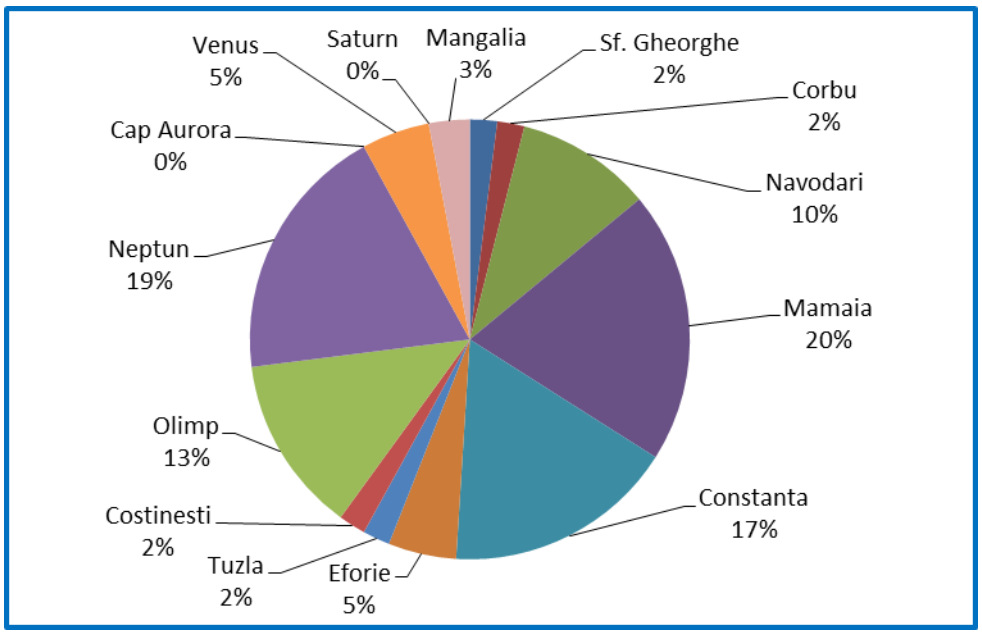


Fig. 3.5-2 Distribuţia deşeurilor pe sectoare de plajă, în anul 2011.

Numărul *deşeurilor de plastic* (constituite din ambalaje tip PET, capace din plastic, pahare şi farfurii, ambalaje ale diferitelor produse alimentare şi nealimentare, pungi şi saci din plastic) a crescut destul de puţin faţă de anul 2010, cu un procent de doar 3%, dar a fost cu peste 63% mai mare faţă de luna octombrie 2009. Au fost întâlnite următoarele tipuri de deşeuri din plastic: brichete, tacâmuri de unică folosinţă paie, jucării, resturi de şezlong-uri, lădiţe de plastic, cutii de medicamente, fragmente din alte obiecte. Cel mai mare procent de deşeuri din plastic este reprezentat de PET-uri şi capace de plastic, acestea însumând 30% şi, respectiv, 24% din total.

Deşeurile din hârtie. Cantitatea deşeurilor de hârtie (ambalaje de diferite produse alimentare şi nealimentare, pahare şi farfurii din hârtie, cutii tip „tetra pack", carton, pungi şi saci din hârtie, şerveţele, reviste, ziare, bucăţi de hârtie) a crescut în mod îngrijorător faţă de luna octombrie 2010, cu un procent de aproape 42%. De asemenea, faţă de aceeaşi perioadă a anului 2009, această cantitate a înregistrat o creştere de 59%. Cel mai curat sector a fost în staţiunea Cap Aurora, unde nu s-a găsit niciun deşeu din această categorie, iar cele mai multe deşeuri de hârtie au fost contorizate în Olimp, în număr de 1808. Cel mai mare procent este reprezentat de

ambalaje (54%), urmat de paharele şi farfuriile de unică folosinţă (12%), iar cel mai mic procent (7%) îl reprezintă diversele tipuri de deşeuri de hârtie.

Deşeurile din metal, reprezentate de cutii metalice băuturi, cutii de conserve, capace, bare, sârme, ţevi, tuburi, dopuri, au reprezentat doar 10% din total, iar cele *de sticlă* 5%. Acestea din urmă au înregistrat o creştere cu 12% faţă de octombrie 2010 şi cu peste 60% faţă de octombrie 2009.

Pe sectoarele de plajă monitorizate, au mai fost întâlnite, în număr foarte mic, şi deşeuri de tip textil sau din lemn. De asemenea, materiale de construcţii, în diferite cantităţi, grămezi de saci menajeri (Raport Mare Nostrum, 2011).

Pentru identificarea **deşeurilor ajunse în mare**, cu ocazia expediţiilor de cercetare cu traulul de sondaj (traulul de fund) pentru evaluarea stocurilor de peşti demersali, s-a efectuat şi o monitorizare a deşeurilor (solide sau în emulsie) ajunse în mare din diferite surse (trafic naval, sonde petroliere, activităţi de pescuit, turism etc.) în doi ani consecutivi, 2011 şi 2012.

În 16, respectiv 24 traulări, din cele 40 efectuate, au fost identificate, în zona de reţinere a traulului (sac), deşeuri de plastic (pungi, saci, bidoane, etc.), metalice, petroliere, textile, cauciuc, unelte pescăreşti, bucăţi de lemn etc., iar cantităţile au variat de la o traulare la alta. Procentual, raportat la cantitatea totală de deşeuri recoltate (683,43 respectiv 531,18kg), situaţia deşeurilor pe sortimente a fost conform Fig. 3.5-3.

După cum se vede în cele două figuri, cantitatea cea mai mare de deşeuri a fost reprezentată de deşeurile petroliere, variind între 24 şi 48% şi deşeurile de lemn (cu procente de 35,8 şi 38,9%). Acestea au fost urmate de deşeurile de cauciuc (mult mai multe în prima expediţie, când au atins 12%). Dominante ca frecvenţă de apariţie au fost deşeurile din plastic (pungi, saci, bidoane, etc.), dar procentual ele au constituit doar 1,4 respectiv 2,3%.

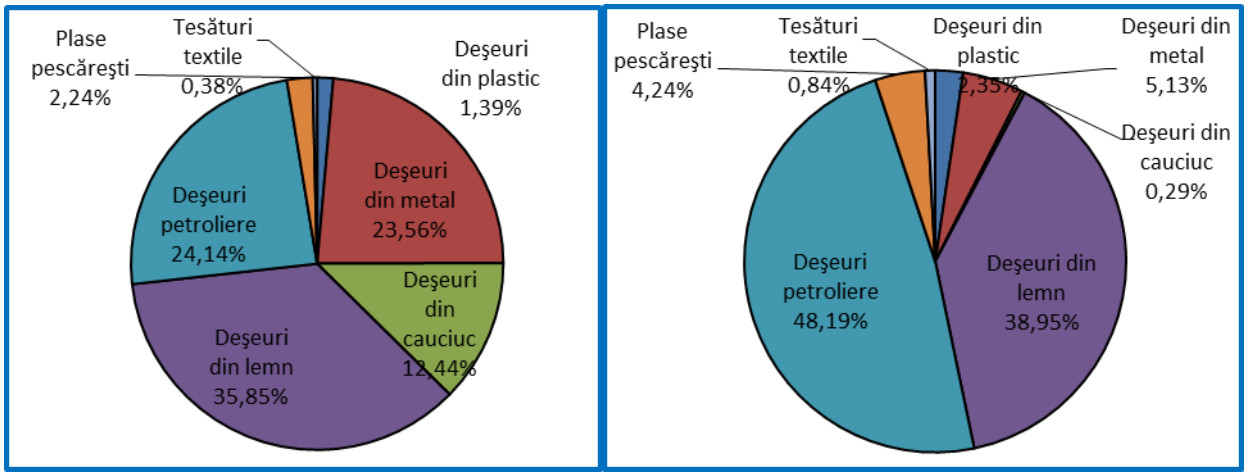


Fig. 3.5-3 Proporţia categoriilor de deşeuri rezultate în urma traulărilor de sondaj efectuate în anul 2011(stânga) şi 2012 (dreapta)

Alte efecte adverse sunt emisiile gazoase provenite de la bărcile motorizate, în special monoxidul de carbon (CO) şi emisiile de hidrocarburi. Aceasta deoarece o fracţiune mare a bărcilor de agrement au motoare în doi timpi cu combustie ineficientă.

Bărcile cu motor sunt o sursă de perturbare a vieţii mamiferelor şi păsărilor marine prin generarea de zgomot; coliziunile dintre aceste ambarcaţiuni şi mamiferele marine sunt destul de rare.

In sfârşit, vopselele antifouling care conţin zinc, cupru şi compuşi organostanici (tributilstaniul), au efect negativ asupra organismelor marine.

3.6 Activitatea de pescuit

Pescăriile pot produce o serie de efecte asupra cetaceelor, printre care schimbarea (diminuarea sau sporirea) posibilităţilor de hrănire, modificarea comportamentului, alterarea distribuţiei, migraţiei şi capacităţii de reproducere a cetaceelor.

Pescuitul pelagic şi costier poate afecta populaţiile de cetacee prin exploatarea excesivă a speciilor de peşti ce constituie sursa lor de hrană.

Suprapescuitul combinat cu eutrofizarea a condus la o reducerea substanţială a stocurilor unor specii (hamsie, stavrid, şprot, etc.).

Pe de altă parte, introducerea chefalului asiatic *Mugil so-iuy*, este un exemplu de influenţă pozitivă asupra cetaceelor, acestea incluzându-l deja în dieta lor.

Activitatea de pescuit poate modifica comportamentul şi strategia de pescuit a delfinilor, aceştia fiind văzuţi adeseori în apropierea navelor de pescuit, a traulelor în activitate, lângă sau în uneltele de pescuit pasiv (talian, setci), respectiv incinta porturilor (Fig. 3.6-3).

Deteriorarea habitatelor delfinilor prin activitatea de pescuit se poate face prin mai multe căi:

- numărul mare de unelte fixe, taliene, setci, etc., reduc considerabil spaţiul de existenţă al delfinilor, sporind considerabil posibilitatea de încurcare în acestea;
- activităţile de pescuit cu traulul pelagic, armat în varianta demersală, au un impact indirect asupra cetaceelor prin distrugerea faunei bentonice şi eliminarea unor importante verigi din lanţul trofic;
- de asemenea, activităţile de pescuit cu traulul pelagic pote avea şi un impact direct asupra cetaceelor prin capturarea acestora, în conul de plasă, pe timpul operaţiunilor de traulare.

Totuşi, cele mai periculoase unelte de pescuit pentru delfini rămân setcile de calcan.

Setcile de calcan nu generează efecte funcţionale adverse asupra biocenozelor bentale (cu rol trofic sau de refugiu pentru peşti) şi habitatelor specifice acestora. În schimb, din datele şi informaţiile pe care le deţinem a rezultat că setcile sunt cele mai periculoase unelte de pescuit pentru delfinii care fac deplasări pentru procurarea hranei prin zonele în care sunt instalate astfel de unelte.

În fiecare an, la litoralul românesc al Mării Neage sunt înregistrate capturi accidentale de delfini şi implicit mortalităţi induse de acestea (eşuări) în mod deosebit la specia de talie mică *Phocoena phocoena* care s-a dovedit a fi cea mai vulnerabilă la acest tip de pescuit. Această vulnerabilitate poate fi pusă pe seama dimensiunilor mici ale corpului, în raport cu dimensiunea ochiului de plasă/finețea firului, respectiv forţa de reacţie mai mică, comparativ cu speciile de talie mare, atunci când ajung în situaţia de a se agăţa şi încurca în reţeaua de plasă a acestui tip de unealtă de pescuit (Fig. 3.6-1).

Fig. 3.6-1 Delfini capturaţi accidental în setci instalate pentru pescuit calcan

De asemenea, un pericol iminent pentru populaţiile de delfini, îl reprezintă şi setcile abandonate sau pierdute (după cum a rezultat din observaţiile efectuate, acestea rămân funcţionabile şi continuă să reţină exemplarele de delfini care le intersectează). Din investigaţiile efectuate pe teren a reieşit că peste 95% din delfinii eşuaţi la litoralul românesc al Mării Negre provin din delfinii capturaţi accidental în acest tip de unealtă (Fig. 3.6-2).

Fig. 3.6-2 Delfíni eşuaţi pe plaje

Din informaţiile unor agenţi economici care practică un pescuit specializat de calcan, a reieşit că la litoralul romanesc, numărul mediu de delfini capturaţi accidental în setci de calcan cu dimensiunea ochiului de plasă ϕ = 200 mm, la un control realizat periodic (4-5 zile, perioadă condiţionată însă şi de starea vremii) este de circa 1 – 2 delfini la 30 – 40 de setci (Tabel 3.6-1, Tabel 3.6-2).

Dacă în trecut pescuitul cu setci nu era reprezentativ, actualmente atât ca urmare a capturilor mici realizate cu unelte de tip traul şi talian, cât şi a costurilor mari de exploatare, a determinat orientarea pescăriilor spre acest tip de pescuit. Efortul de pescuit cu acest tip de unealtă a ajuns să ocupe un loc important şi în cazul ambarcaţiunilor din clasele 6-12 m şi <06 m. În momentul de faţă, efortul de pescuit cu unelte de tip setcă, la ambarcaţiunile mai mici de 6 m, respectiv de 6 – 12 m, a ajuns să reprezinte 97% din totalul capacităţilor de pescuit.

Tabel 3.6-1 Structura capturilor accidentale de delfini la litoralul romanesc în perioada 2002 - 2011

ANUL	SPECIA			TOTAL
	Phocoena phocoena	*Delphinus delphinus*	*Tursiops truncatus*	
2002	20	-	-	20
2003	7	-	-	7
2004	-	-	-	-
2005	-	-	-	-
2006	20	2	-	22
2007	70	1	-	71
2008	8	-	1	9
2009	11	-	1	12
2010	15	-	2	17
2011	54	-	-	54

Începând cu anul 2008 uneltele care au cunoscut o continuă creştere din punct de vedere numeric, sunt setcile, în mod deosebit setcile de calcan care au ajuns să deţină între 20 - 40 % (în cazul bărcilor din clasa 0 - 6 m) şi 40 – 50 % (la bărcile de 6 – 12 m) din numărul total de setci utilizate în activităţile de pescuit. Această tendinţă poate fi explicată prin preţul de 2 - 5 ori mai mare a unui kg de calcan, comparativ cu al celorlalte specii.

Tabel 3.6-2 Structura lunară a eşuărilor de delfini la litoralul romanesc în perioada 2002 - 2011

An / Luna	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	TOTAL
2002	-	1	7	39	4	1	2	2	56
2003	-	-	5	18	3	83	10	-	119
2004	-		5	4	7	-	1	1	18
2005	-	-	3	13	2	18	3	2	41
2006	-	6	9	30	20	35	1	3	104
2007	1	-	1	1	2	2	3	-	10
2008	1	-	4	5	9	2	2	-	23
2009	-	-	7	3	5	1	2	-	18
2010	-	-	6	3	3	25	3	2	42
2011	-	-	3	34	5	7	3	-	52

Din literatura de specialitate a reieşit ca la litoralul turcesc captura medie este de 1-2 exemplare delfini la 33 setci. Ukraina raportează oficial 0,9 exemplare /10 km setca pentru peştii plaţi şi 1-2 exemplare/10km setci pentru rechin.

Atât din literatura de specialitate, cât şi din cercetările proprii a rezultat că setcile de calcan sunt cele mai periculoase unelte de pescuit pentru delfini, iar orice amplificare a efortului de pescuit cu acest tip de unealtă conduce nemijlocit şi la creşterea procentului de capturi accidentale de delfini. Aceasta explică şi faptul pentru care se înregistrează un număr mare de delfini capturaţi accidental, respectiv eşuaţi, în perioada de formare a aglomerărilor de reproducere (luna aprile), dar şi de dispersie după reproducere (din a doua jumătate a lunii iunie), în cazul speciei calcan.

Din aceste considerente, dimensionarea efortului de pescuit şi asigurarea caracterului selectiv al pescuitului pe baza evaluării capturilor admisibile, constituie singura cale de preîntâmpinare a situaţiilor de pescuit excesiv cu implicaţii nefavorabile.

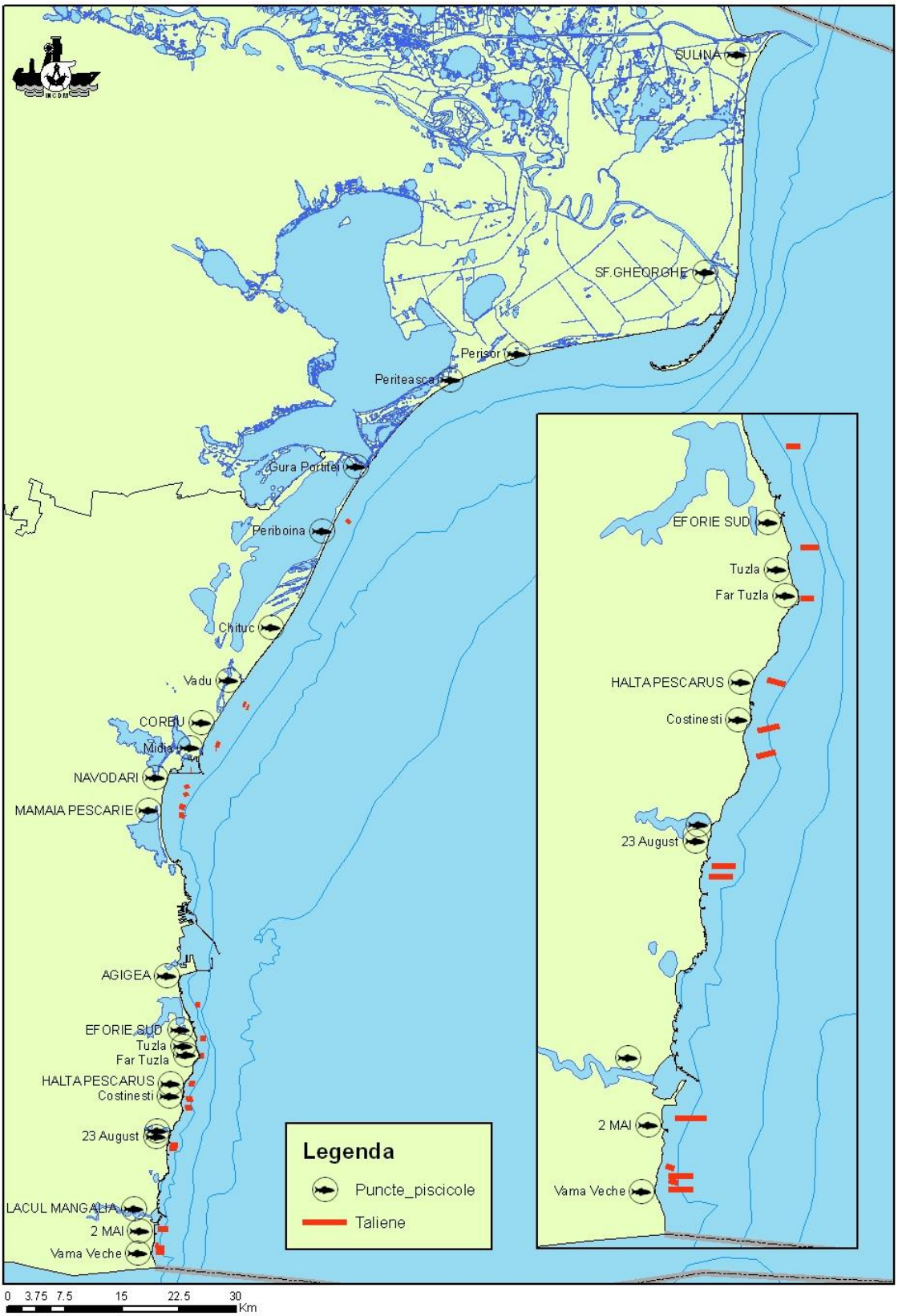


Fig. 3.6-3 Harta amplasării uneltelor de pescuit în apele costiere româneşti

3.7 Contaminarea cu substante periculoase

3.7.1 Introducerea de compusi sintetici

Compusii sintetici pot ajunge in mediul marin prin diferite cai, principalele fiind: evacuarea apelor uzate de catre sursele de poluare punctiforme situate pe uscat si aportul afluentilor Marii Negre.

Surse de poluare punctiforma

Principalele surse de poluare punctiforma existente pe tarmul romanesc al Marii negre sunt: unitatile industriale, aglomerarile umane si Fluviul Dunarea.

In vederea identificarii surselor semnificative de poluare punctiforma, generatoare de nutrienti, au fost selectate si aplicate urmatoarele criterii conforme cu Directiva Cadru 2000/60 (Tabel 3.7-1):

a. **Aglomerarile umane** (identificate în conformitate cu cerinţele Directivei privind epurarea apelor uzate urbane - Directiva 91/271/EEC), ce au peste 2000 locuitori echivalenţi (l.e.) care au sisteme de colectare a apelor uzate cu sau fără staţii de epurare şi care evacuează în resursele de apă; de asemenea, aglomerările <2000 l.e. sunt considerate surse semnificative punctiforme dacă au sistem de canalizare centralizat; de asemenea, sunt considerate surse semnificative de poluare, aglomerările umane cu sistem de canalizare unitar care nu au capacitatea de a colecta şi epura amestecul de ape uzate şi ape pluviale în perioadele cu ploi intense;

b. **Industria:**
   i. Instalaţiile care intră sub incidenţa Directivei privind prevenirea şi controlul integrat al poluării – 96/61/EC (Directiva IPPC) - inclusiv unităţile care sunt inventariate în Registrul Poluantilor Emisi (EPER) care sunt relevante pentru factorul de mediu - apa;
   ii. Unităţile care evacuează substanţe periculoase (lista I şi II) şi/sau substanţe prioritare peste limitele legislaţiei în vigoare (în conformitate cu cerinţele Directivei 2006/11/EC care înlocuieşte Directiva 76/464/EEC privind poluarea cauzată de substanţele periculoase evacuate în mediul acvatic al Comunităţii;
   iii. alte unităţi care evacuează în resursele de apă şi care nu se conformează legislaţiei în vigoare privind factorul de mediu apa;

In urma aplicarii criteriilor sus-mentionate, la nivelul zonei costiere au fost identificate, pentru perioada 2007-2011, presiuni punctiforme semnificative de tipul aglomerarilor umane, industriale si alte tipuri de presiuni generatoare de nutrienti, evidentiate in tabelul urmator:

Tabel 3.7-1 Numarul surselor de poluare punctiforma semnificative in perioada 2007-2011

Tip presiune / AN	2007	2008	2009	2010	2011
Surse urbane	1	0	1	1	1
Surse industriale	4	5	3	4	4
Alte surse	0	0	0	0	1

In perioada de raportare, 2007-2011, au fost monitorizati la evacuare urmatorii compusi sintetici:

- cianuri (Fig. 3.7-1);
- detergent (Fig. 3.7-2);
- fenoli (Fig. 3.7-3).

Incarcarile de compusi sintetici evacuate de sursele de poluare punctiforme semnificative, monitorizate in perioada 2007-2011, pe categorii de poluatori, sunt prezentate in Tabel 3.7-2.

Tabel 3.7-2 Incarcarile de compusi sintetici evacuate in perioada 2007-2011 pe categorii de utilizatori

Parametru	Incarcare evacuata 2007 (t/an)	Incarcare evacuata 2008 (t/an)	Incarcare evacuata 2009 (t/an)	Incarcare evacuata 2010 (t/an)	Incarcare evacuata 2011 (t/an)
Cianuri aglomerari	0,004	-	0	0	-
Cianuri industrie	0,001	0,008	0	0	Lipsa date
Cianuri alte surse	-	-	-	-	Lipsa date
Detergenti aglomerari	56,077	-	3,727	5,717	-
Detergenti industrie	0,957	0,522	0,865	1,507	1,521
Detergenti alte surse	-	-	-	-	0,012
Fenoli aglomerari	Lipsa date	-	Lipsa date	Lipsa date	-
Fenoli industrie	0,265	0,178	0,029	0,066	0,0194
Fenoli alte surse	-	-	-	-	Lipsa date

Incarcarile de compusi sintetici evacuati de catre sursele de poluare punctiforme semnificative depind de numarul de ore de functionare si implicit de volumul de apa evacuat.

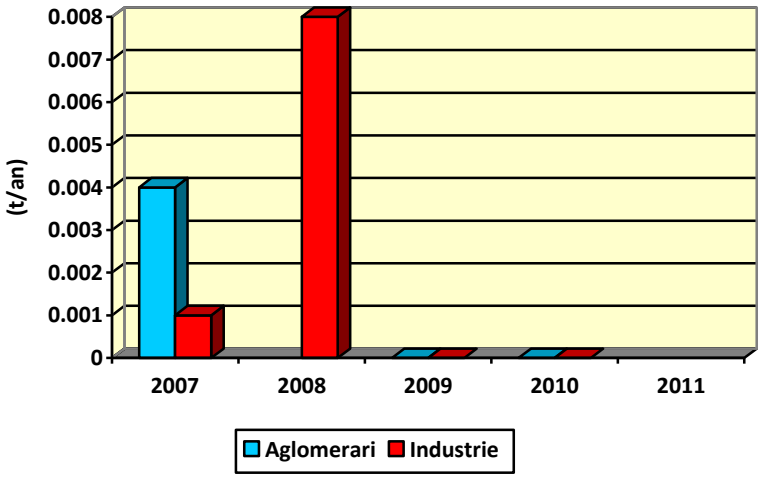


Fig. 3.7-1 Incarcarea cu cianuri a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali

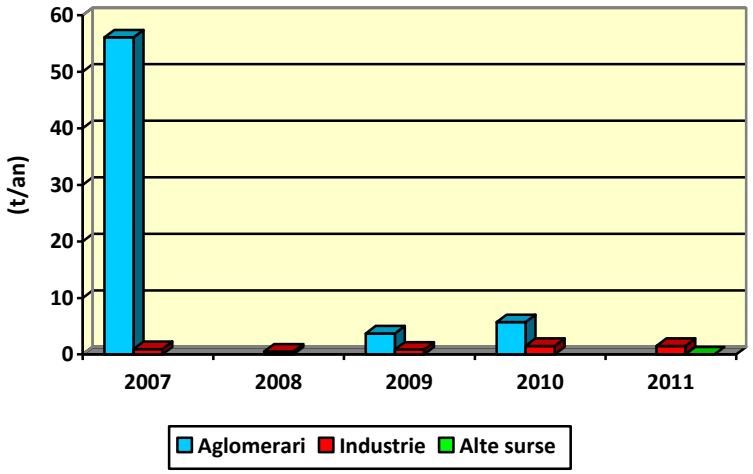


Fig. 3.7-2 Incarcarea cu detergenti sintetici a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali

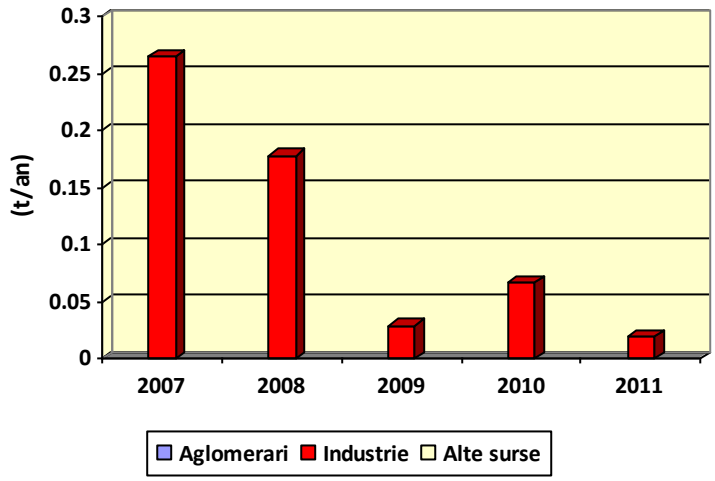


Fig. 3.7-3 Incarcarea cu fenoli a apelor evacuate in perioada 2007-2011 in receptorii naturali

In concluzie, in perioada 2007-2011 s-a constatat o tendinta descrecatoare a incarcarii apelor cu cele trei clase de compusi monitorizati. Totusi, in cazul detergentilor, concentratia evacuata este superioara, in anumite cazuri, limitei maxim admise conform legislatiei in vigoare, acesta fiind unul din motivele pentru care sursele de poluare punctiforme respective au fost desemnate semnificative

Aportul afluentilor la mediul marin – substante si compusi sintetici

Pa langa incarcarile de poluanti evacuate de sursele de poluare punctiforme situate pe uscat, o alta cale de transport si descarcare a poluantilor in mediul marin este reprezentata de afluentii naturali.

Tarmul romanesc al Marii Negre nu este bogat in afluenti naturali, principalele cai de transport ale poluantilor fiind Fluviul Dunarea, prin intermediul celor trei brate: Chilia, Sulina si Sfantul Gheorghe si prin intermediul Canalului Dunare-Marea Neagra si al celor doua brate ale sale: Dunare-Marea Neagra (CDMN) si Poarta Alba-Midia-Navodari (CPAMN) (Fig. 3.7-4).

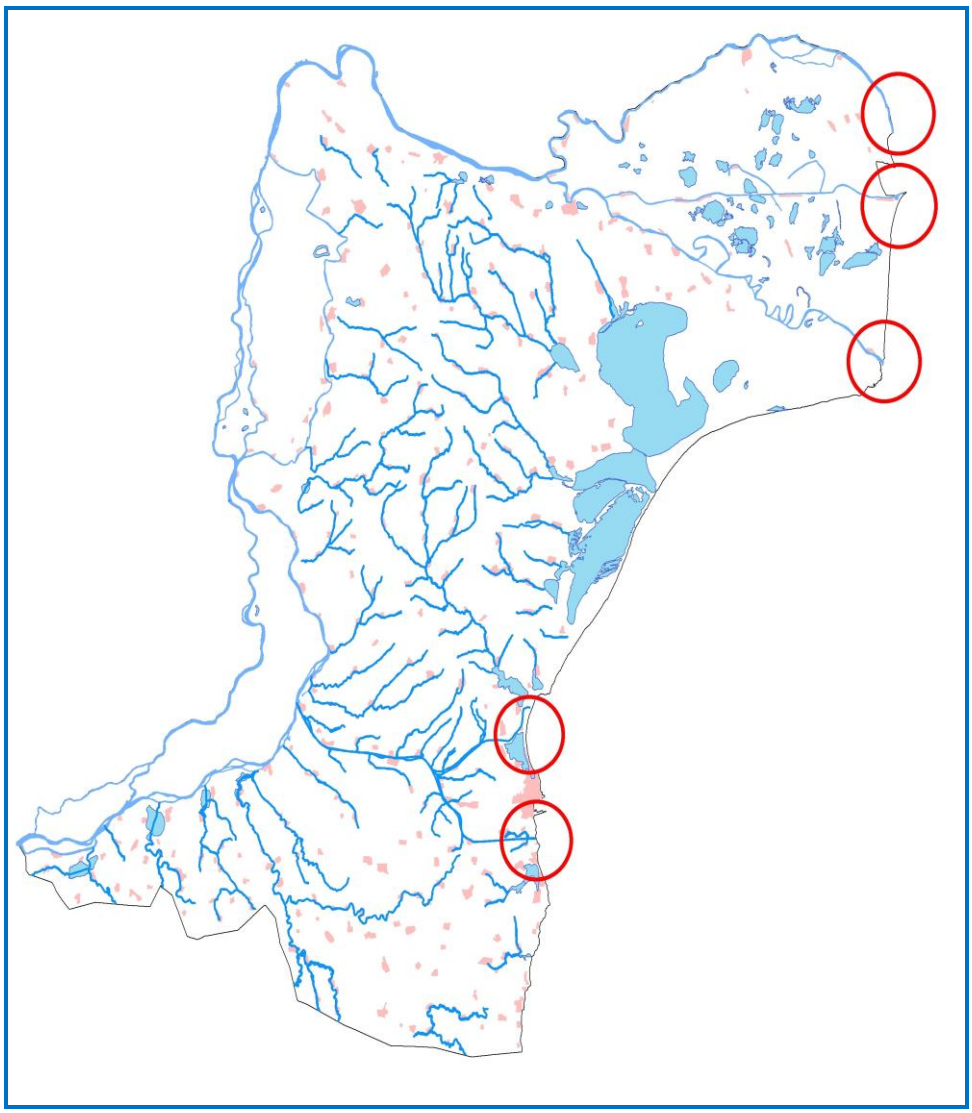


Fig. 3.7-4 Afluentii mediului marin

In anul 2009 a fost realizat primul screening la nivel national avand ca scop identificarea substantele prioritare/prioritar periculoase relevante cat si a poluantilor specifici ca cerinta a Directivei Cadru Apa 2000/60/CE (DCA). Totodata este important sa mentionam ca aceste categorii de poluanti au fost definite in conformitate cu prevederile art. 2 din DCA.

In conformitate cu strategia nationala de monitorizare, s-a stabilit ca in urmatorii ani (2010 -2012) sa fie monitorizate numai substantele care in urma screening-ului din 2009 au avut valori ale concentratiilor de peste 80% din valoarea standardelor de calitate (conform HG 351/2005 cu modificarile si completarile ulterioare). Daca o substanta nu a indeplinit aceasta conditie si in plus acesta nu a fost produsa/comercializata/utilizata, s-a hotarat oprirea monitorizarii acesteia.

Fluviul Dunarea

A. Hidrocarburi aromatice mononucleare

In urma screening-ului, din categoria hidrocarburilor aromatice mononucleare au fost analizati urmatorii parametrii: 1,2,3-triclorbenzen, 1,2,4-triclorbenzen, hexaclorbenzen, pentaclorbenzen, benzen, etilbenzen, m-xilen, o-xilen, p-xilen si toluen.

Incarcarea generata de cele trei brate ale fluviului Dunarea, pentru fiecare din parametrii sus-mentionati este prezentata in Tabel 3.7-3.

Tabel 3.7-3 Incarcarea cu hidrocarburi aromatice mononuclearegenerata de Fluviul Dunarea in anul 2009

Parametru	Incarcare evacuata in anul 2009 (t/an)
1,2,3-triclorbenzen	absent
1,2,4-triclorbenzen	0,14
Hexaclorbenzen	0,07
Pentaclorbenzen	0,08
Benzen	absent
etilbenzen	absent
m-xilen	absent
o-xilen	absent
p-xilen	absent
toluen	absent

Incarcarea de hidrocarburi aromatice mononucleare, descarcata de fluviul Dunarea in mediul marin in anul 2009, a fost calculata utilizand maxim 2 prelevari realizate in cadrul screening-ului si a debitului mediu pentru anul 2009 al fiecarui brat in parte.

In urma analizarii probelor prelevate, concentratia urmatoarelor substante: 1,2,3-triclorbenzenului, benzenului, etilbenzenului, m-xilenului, o-xilenului, p-xilenului si toluenului a fost gasita sub limita de detectie/cuantificare si ca urmare aceste valori au fost excluse din calculul incarcarii. Practic acolo unde toate valorile concentratiilor de substante au fost sub limita de detectie/cuantificare, nu s-a putut calcula incarcarea si ca urmare in tabel s-a trecut „absent”.

Totodata, 1,2,4-triclorbenzenul, hexaclorbenzenul si pentaclorbenzenul nu au fost incluse in programul de monitorizare pentru 2010-2011 avand in vedere ca valorile concentratiilor acestor substante nu au depasit 80% din standardul de calitate.

B. Hidrocarburi aromatice polinucleare

Hidrocarburile aromatice polinucleare analizate in cadrul screening-ului au inclus: benz-b-fluorantren, benz-k-fluorantren, benz-g,h,i-perilen, indeno 1,2,3-c,d-piren, benz-a-antracen, benz-a-piren, fluorantren, naftalina, fenantren si antracen (Tabel 3.7-4).

Tabel 3.7-4 Incarcarea cu hidrocarburi aromatice polinucleare generata de Fluviul Dunarea in anul 2009

Parametru	Incarcare evacuata in anul 2009 (t/an)
benz-b-fluorantren	absent
benz-k-fluorantren	absent
benz-g,h,i-perilen	absent
indeno 1,2,3-c,d-piren	absent
benz-a-antracen	absent
benz-a-piren	absent
Fluorantren	0,68
Naftalina	1,37
fenantren	absent
antracen	1,24

Incarcarea de hidrocarburi aromatice polinucleare, descarcata de fluviul Dunarea in mediul marin in anul 2009, s-a realizat luand in calcul cele doua prelevari realizate si debitul mediu pentru anul 2009 al fiecarui brat in parte.

In urma realizarii screening-ului s-a constatat absenta urmatoarelor substante din probele analizate:

- benz-b-fluorantren;
- benz-k-fluorantren;
- benz-g,h,i-perilen;

- indeno 1,2,3-c,d-piren;
- benz-a-antracen;
- benz-a-piren;
- fenantren;

Totodata, fluorantrenul, hexaclorbenzen si pentaclorbenzen nu au fost incluse in programul de monitorizare pentru 2010-2011 avand in vedere ca valorile concentratiilor acestor substante nu au depasit 80% din standardul de calitate.

C. Solventi si solventi organici clorurati

Concentratia parametrilor analizati in cadrul screening-ului s-a situat sub limita de cuantificare, cu exceptia diclormetanului a carui concentratie inregistrata a fost totusi sub limita maxim admisa de legislatia in vigoare. Astfel, incarcarile generate de fluviul Dunarea pentru solventi si solventi organici clorurati, pentru anul 2009 au fost (Tabel 3.7-5):

Tabel 3.7-5 Incarcarea cu solventi si solventi organici clorurati generata de Fluviul Dunarea in anul 2009

Parametru	Incarcare evacuata in anul 2009 (t/an)
1,1,2-tricloretan	absent
1,1,2,2-tetracloretan	absent
1,2-dicloretan	absent
Diclormetan	800,07
cloroform (triclormetan)	absent
tricloretilena	absent
tetraclorura de carbon	absent
percloretilena	absent

Totodata, diclormetanul nu a fost inclus in programul de monitorizare pentru 2010-2011 avand in vedere ca valorile concentratiilor acestei substante nu au depasit 80% din standardul de calitate.

D. Bifenili policlorurati

La realizarea screening-ului s-au luat in considerare: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, precum si PCB suma. In urma analizelor efectuate s-a constatat absenta acestora din probele analizatem pentru fiecare din cele trei sectiuni de monitorizare evaluate si ca urmare s-a oprit monitorizarea lor.

E. Pesticide organoclorurate

In categoria pesticidelor organoclorurate au fost monitorizati pe intreaga perioada 2007-2011: 4,4'-DDT si lindan. In plus, in anul 2009, in cadrul screening-ului s-au analizat: alaclor, aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, endosulfan (alfa), endosulfan (alfa+beta), alfa-HCH si beta-HCH, iar in perioada 2010-2011 au fost monitorizati suma HCH si suma DDT.

Din totalul parametrilor analizati pe perioadele mai sus metionate s-a constatat absenta alaclorului, aldrinului, dieldrinului, endrinului, isodrinului, endosulfanului (alfa), andosulfanului (alfa+beta), beta-HCH, HCH-suma si DDT-suma s-a constatat absenta acestora din probele prelevate in cele trei sectiuni de monitorizare.

Pentru perioada 2007-2009 cand au fost monitorizati 4,4'-DDT si lindan, s-au inregistrat concentratii ale acestor parametrii, iar pentru anul 2009 si pentru alfa-HCH.

Incarcarile generate de acesti parametrii, pentru perioada monitorizata sunt prezentate in Tabel 3.7-6:

Tabel 3.7-6 Incarcarea cu pesticide organocloruritegenerata de fluviul Dunarea in perioada 2007-2011

Parametru	Incarcare evacuata in anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
4,4'-DDT	4,06	absent	1,88	absent	absent
Gama-HCH (lindan)	1,62	absent	2,94	absent	absent
Alaclor	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Aldrin	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Dieldrin	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Endrin	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Isodrin	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Endosulfan (alfa)	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Endosulfan (alfa+beta)	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date
Alfa-HCH	Lipsa date	Lipsa date	1,00	absent	absent
Beta-HCH	Lipsa date	Lipsa date	absent	absent	absent
HCH-suma	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	absent	absent
DDT-suma	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	absent	absent
Hexaclorciclohexan	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	0,78

F. Pesticide organofosforice

Urmatoarele pesticidele organofosforice au fost urmarite in cadrul screening-ului realizat in anul 2009: clorfenvinfos, clorpirifos, diclorvof si mevinfos.

In urma efectuarii analizelor s-a constatat absenta acestora din probele prelevate din cele trei sectiuni de monitorizare: Sulina km 0, Sfantu Gheorghe km 0 si Valcov km 17 si ca urmare s-a hotarat oprirea monitorizarii acestora.

G. Pesticide triazinice

In perioada 2007-2011 din categoria pesticidelor triazinice a fost monitorizat parametrul triazin, iar in cadrul screening-ului desfasurat in anul 2009 a fost investigat si parametrul simazin.

Rezultatele programului de monitoring au evidentiat urmatoarele incarcari transportate de fluviul Dunarea (Tabel 3.7-7):

Tabel 3.7-7 Incarcarea cu pesticide triazinice generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011

Parametru	Incarcare evacuata in anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Atrazin (SP)	2,01	6,33	absent	absent	absent
Simazin (SP)	Lipsa date	Lipsa date	absent	Lipsa date	Lipsa date

In perioada 2009-2011 s-a constatat absenta atrazinului din probele prelevate, pentru fiecare sectiune de monitorizare.

H. Alte pesticide

In aceasta categorie a fost inclus in programul de investigare, trifluralinul. Acest parametru a fost monitorizat in anul 2009 in fiecare dintre cele trei sectiuni situate amonte de varsarea fluviului Dunarea in Marea Neagra, analiza acestuia scotand in evidenta absenta sa din probele prelevate si ca urmare s-a decis ca acesta sa nu mai fie inclusa in perioada de monitorizare pentru 2010-2011.

I. Fenoli si compusi

Pe intreaga perioada de raportare (2007-2011) au fost monitorizati compusii fenolici, iar in anul 2011 au fost inclusi in programul de monitorizare si urmatorii parametrii: Nonil-fenoli (4(para)nonilfenol) si Octil-fenoli (4–(1,1',3,3'–tetrametilbutil)–fenol).

Incarcarile calculate pe baza concentratiilor obtinute in urma analizarii probelor prelevate sunt prezentate in tabelul urmator (Tabel 3.7-8):

Tabel 3.7-8 Incarcarea cu fenoli si compusi generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011

Parametru	Incarcare evacuata in anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Compusi fenolici	21,94	absent	absent	absent	absent
Nonil-fenoli	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	11,43
Octil-fenoli	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	Lipsa date	1,95

J. Alti poluanti sintetici

In cadrul acestei categorii au fost monitorizati pe intreaga perioada de raportare parametrii cianuri si detergenti. In cazul cianurilor, in urma efectuarii analizelor de laborator s-a constatat prezenta acestora numai in anul 2007, pentru perioada 2008-2011 fiind concentractia acestora in probele prelevate fiind sub limita de detectie/cuantificare.

Incarcarile de cianuri si detergenti transportate de fluviul Dunarea in mediul marin sunt prezentate in Tabel 3.7-9:

Tabel 3.7-9 Incarcarea cu cianuri si detergenti generata de Fluviul Dunarea in perioada 2007-2011

Parametru	Incarcare evacuata in anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Cianuri	144,93	absent	absent	absent	absent
Detergenti	11289,47	1384,70	2328,75	12889,01	4709,59

Canalul Dunare – Marea Neagra, Poarta Alba – Midia – Navodari (CDMN-CPAMN)

Canalul Dunare – Marea Neagra si Poarta Alba – Midia – Navodari prin debitul tranzitat in procesul de ecluzare, contribuie la incarcarea cu substante si compusi sintetici a apelor Marii Negre.

Calculul incarcarii de nutrienti s-a realizat in ultimele 2 sectiuni de monitorizare:

- Aval confluenta ramura Luminita (Poarta Alba – Midia – Navodari);
- Poarta Alba (Dunare – Marea Neagra);

K. Hidrocarburi aromatice mononucleare

Hidrocarburile aromatice mononucleare s-au analizat in cadrul screening-ului desfasurat in anul 2009 si au inclus: 1,2,4-triclorbenzen, hexaclorbenzen, pentaclorbenzen, benzen, etilbenzen, m-xilen, o-xilen, p-xilen si toluen.

Analiza acestor parametri a evidentiat absenta acestora in probele de apa prelevate si ca urmare aceste substante nu au mai fost inlcuse in programele de monitorizare pentru 2010-2011.

L. Hidrocarburi aromatice polinucleare

Hidrocarburile aromatice polinucleare luate in considerare la realizarea screening-ului au inclus: benz-b-fluorantren, benz-k-fluorantren, benz-g,h,i-perilen, indeno 1,2,3-c,d-piren, benz-a-antracen, benz-a-piren, fluorantren, naftalina, fenantren si antracen. Ca si hidrocarburile aromatice mononucleare si acestea au fost analizate numai pe parcursul anului 2009.

In urma analizelor efectuate s-a constatat absenta din probele prelevate a urmatorilor parametrii: benz-b-fluorantren, benz-k-fluorantren, benz-g,h,i-perilen, indeno 1,2,3-c,d-piren, benz-a-antracen, benz-a-piren si fenantren si ca urmare aceste substante nu au mai fost inlcuse in programele de monitorizare pentru 2010-2011. Totodata, fluorantrenul, naftalina si antracenul nu au fost incluse in programul de monitorizare pentru 2010-2011 avand in vedere ca valorile concentratiilor acestor substante nu au depasit 80% din standardul de calitate.

Incarcarile transportate de CDMN-CPAMN in Marea Neagra sunt evidentiate in tabelul urmator (Tabel 3.7-10):

Tabel 3.7-10 Incarcarea de hidrocarburi aromatice polinucleare generata de CDMN-CPAMN in anul 2009

Parametru	Incarcare evacuata in anul 2009 (t/an)
benz-b-fluorantren	absent
benz-k-fluorantren	absent
benz-g,h,i-perilen	absent
indeno 1,2,3-c,d-piren	absent
benz-a-antracen	absent
benz-a-piren	absent
fluorantren	0,0013
naftalina	0,0014
fenantren	absent
antracen	0,0039

M. Bifenili policlorurati

La realizarea screening-ului s-au luat in considerare: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, precum si PCB suma. In urma analizelor efectuate s-a constatat absenta acestora din probele analizate pentru ambele sectiuni de monitorizare evaluate si ca urmare aceste substante nu au mai fost inlcuse in programele de monitorizare pentru 2010-2011.

N. Pesticide organoclorurate

În categoria pesticidelor organoclorurate incluse în screening-ul realizat in anul 2009 au fost incluşi: 4,4'-DDT, alaclor, aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, lindan, alfa-HCH şi beta-HCH.
În urma analizelor de laborator s-a constatat absenţa tuturor parametrilor în probele prelevate în secţiunea situată pe CPAMN, cu excepţia lindanului şi a 4,4'-DDT.

Încărcările transportate de acesta, datorită debitului lichid redus generat de operaţiunile de ecluzare, sunt foarte mici (Tabel 3.7-11):

Tabel 3.7-11 Incarcarea cu pesticide organoclorurate generata de CDMN-CPAMN în anul 2009

Parametru	Încărcare evacuată în anul 2009 (t/an)
Lindan	0,000007
4,4'-DDT	0,000003

O. Pesticide triazinice

În cadrul screening-ului realizat în anul 2009, în categoria pesticidelor triazinice au fost incluşi următorii parametrii: atrazin pentru ambele secţiuni de monitorizare şi simazin pentru secţiunea situată pe CDMN.

Calculul încărcărilor transportate de CDMN şi CPAMN s-a realizat pe baza a maxim 2 prelevari efectuate în anul 2009 şi pe debitul lichid mediu tranzitat de fiecare ramură în parte şi sunt prezentate in Tabel 3.7-12:

Tabel 3.7-12 Incarcarea cu pesticide triazinicegenerata de CDMN-CPAMN în anul 2009

Parametru	Încărcare evacuată în anul 2009 (t/an)
Atrazin	0,000009
Simazin	absent

În conformitate cu strategia naţională, cele doua pesticide nu au fost incluse în programul de monitorizare pentru 2010 – 2011.

P. Alte pesticide

Din această categorie numai trifluralinul a fost analizat în cadrul screeningului din 2009. La analizarea acestuia în secţiunea situată pe CDMN, amonte de vărsarea acestuia in Marea Neagră s-a constatat absenţa din probele prelevate şi ca urmare monitorizarea acestuia nu s-a mai facut in perioada 2010 - 2011.

Q. Fenoli şi compuşi

Parametrul fenoli a fost monitorizat pe întreaga perioadă de raportare (2007-2011). Rezultatele analizelor de laborator au arătat absenţa acestuia din probele prelevate,pentru fiecare din anii pentru care s-a realizat evaluarea.

R. Alţi poluanţi sintetici

În cadrul acestei categorii au fost monitorizaţi pe întreaga perioadă de raportare parametrii cianuri şi detergenţi. În cazul cianurilor, în urma efectuării analizelor de laborator s-a constatat prezenţa acestora numai în anul 2007 (valoarea concentratiei ramanand sub limita de emisie autorizata), pentru perioada 2008-2011 fiind absente în probele prelevate.

Încărcările de cianuri şi detergenţi transportate de fluviul Dunărea în mediul marin sunt prezentate în Tabel 3.7-13:

Tabel 3.7-13 Incarcarea cu cianuri şi detergenţigenerată de CDMN-CPAMN în perioada 2007-2011

Parametru	Încărcare evacuată în anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Cianuri	0,00045	absent	absent	absent	absent
Detergenţi	10,04	21,57	9,73	6,24	5,02

Din analiza efectuată se poate constata că pentru perioada de raportare, încărcarea de substanţe şi compuşi sintetici generată de sursele de poluare punctiforme situate pe ţărm este nesemnificativă în comparaţie cu cea generată de Fluviul Dunărea.

3.7.2 Introducerea de substanțe și compuși nesintetici

Presiuni punctiforme semnificative generatoare de substanţe şi compuşi nesintetici situate pe ţărmul românesc al Mării Negre

Introducerea de substanţe şi compuşi nesintetici in mediul marin se realizează, dinspre uscat, pe doua căi: pe cale naturală, prin afluenţii ce se descarcă în Marea Neagră şi pe cale antropică prin sursele de poluare existente de-a lungul ţărmului românesc al Mării Negre.

Pentru identificarea surselor de poluare punctiformă semnificative au fost utilizate următoarele criterii:

i. Instalaţiile care intră sub incidenţa Directivei privind prevenirea şi controlul integrat al poluării – 96/61/EC (Directiva IPPC) - inclusiv unităţile care sunt inventariate în Registrul Poluantilor Emisi (EPER) care sunt relevante pentru factorul de mediu - apa;
ii. Unităţile care evacuează substanţe periculoase (lista I şi II) şi/sau substanţe prioritare peste limitele legislaţiei în vigoare (în conformitate cu cerinţele Directivei 2006/11/EC care înlocuieşte Directiva 76/464/EEC privind poluarea cauzată de substanţele periculoase evacuate în mediul acvatic al Comunităţii;
iii. alte unităţi care evacuează în resursele de apă şi care nu se conformează legislaţiei în vigoare privind factorul de mediu apa;

Pe baza acestor criterii, pentru perioada 2007-2011, la nivelul zonei costiere româneşti au fost identificate 3 surse de poluare punctiformă semnificative aparţinând sectorului industrial, iar localizarea lor se poate observa în figura de mai jos (Fig. 3.7-5).

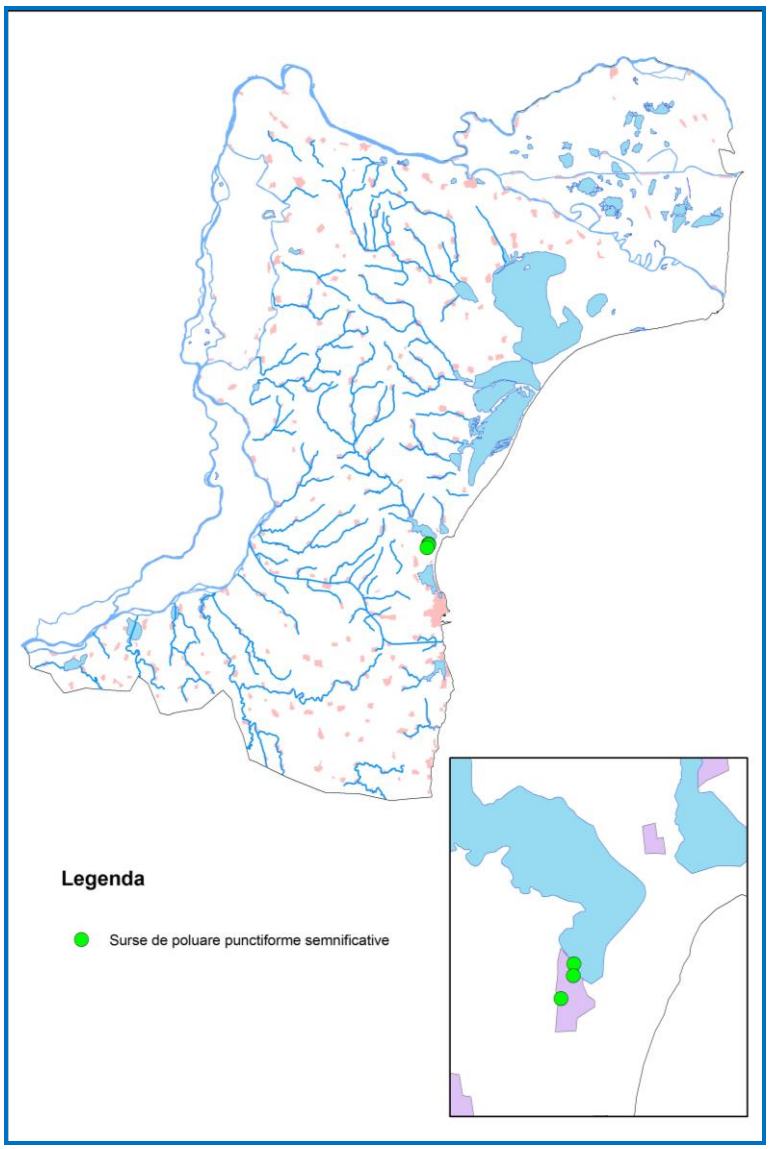


Fig. 3.7-5 Harta surselor de poluare semnificativa de la litoralul românesc

Totuşi, una dintre sursele de poluare identificate ca fiind semnificative nu a mai evacuat ape uzate în mediul marin în perioada analizată (2007-2011) din cauza restrângerii activităţii. Astfel, încărcările de substanţe şi compuşi nesintetici evacuate în mediul marin, monitorizate în perioada 2007-2011, corespund unui număr de două surse de poluare punctiforme semnificative şi sunt prezentate în Tabel 3.7-14.

Tabel 3.7-14 Încărcarile cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de sursele de poluare punctiforma semnificative in perioada 2007-2011

Parametru	Încărcare evacuată în anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Fe	0,893	0,754	2,025	2,462	0,815
S^-	0,652	0,251	0,209	0,205	0,028
Cd	0,029	0,022	0,001	0,001	0,000
Hg	0,00028	0,001	0,000	0,000	0,000
Ni	0,065	0,118	0,006	0,012	0,016
Pb	0,069	0,066	0,008	0,016	0,008

Încarcarile de substanţe şi compusi nesintetici au fost calculate în perioada 2007-2011 luând în considerare cele două surse de poluare punctiforme semnificative (Fig. 3.7-7 - Fig. 3.7-11).

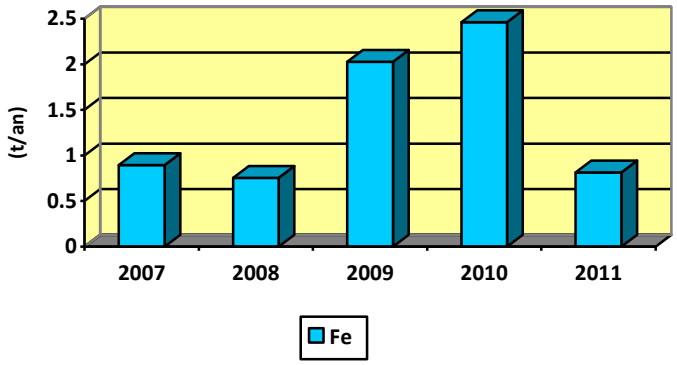


Fig. 3.7-6 Încărcarea cu Fe a apelor evacuate în perioada 2007-2011

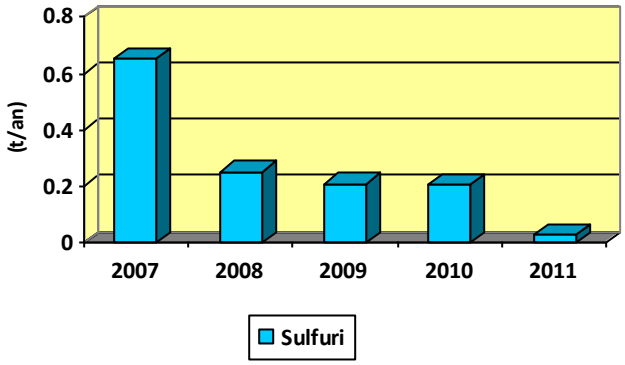


Fig. 3.7-7 Încărcarea cu sulfuri a apelor evacuate în perioada 2007-2011

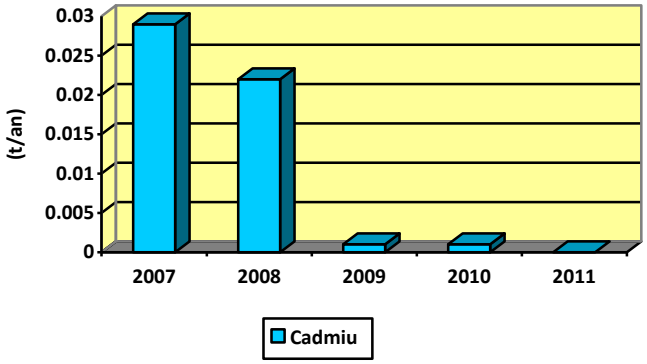


Fig. 3.7-8 Încărcarea cu cadmiua a apelor evacuate în perioada 2007-2011

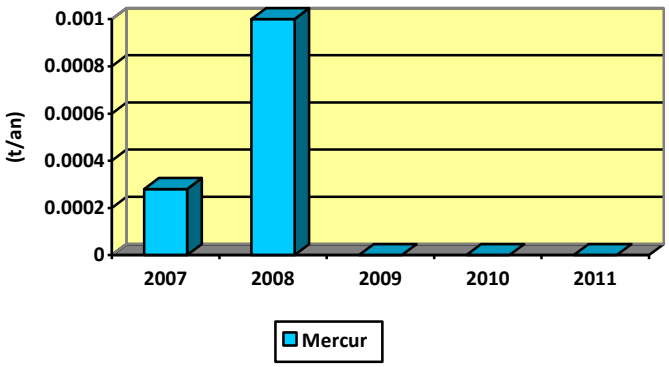


Fig. 3.7-9 Încărcarea cu mercur a apelor evacuate în perioada 2007-2011

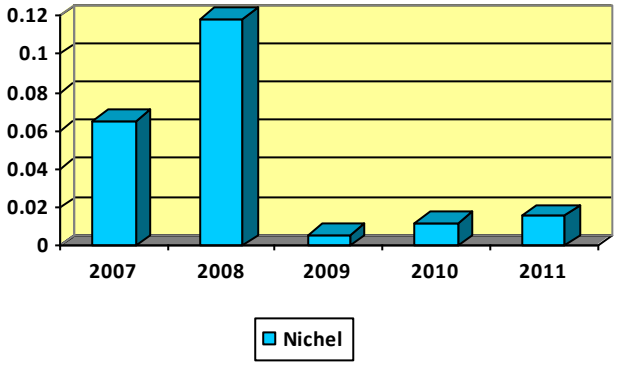


Fig. 3.7-10 Încărcarea cu nichel a apelor evacuate în perioada 2007-2011

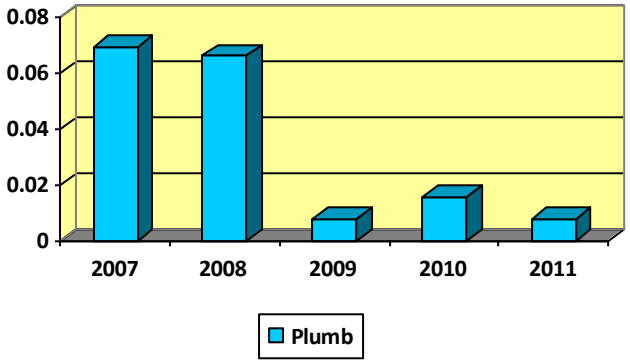


Fig. 3.7-11 Încărcarea cu plumb a apelor evacuate în perioada 2007-2011

În perioada 2007-2011 s-a constatat, în general, o tendinţă descrescătoare a încărcării apelor cu subsţantele mai sus meţionate (excepţie făcând fierul), concentraţia acestora în efluent rămânad sub limita autorizată de emisie la evacuare.

Aportul afluenţilor la mediul marin – substanţe şi compusi nesintetici

Fluviul Dunărea

Fluviul Dunărea evacuează cantităţi însemnate de substanţe şi compuşi sintetici ca urmare a aportului semnificativ de debit lichid. Deşi la o analiza amanunţită concentraţiile medii anuale ale acestora nu depăşesc limitele maxim admise conform legislatiei în vigorare decât pentru anumiţi parametrii (Hg şi rareori Cd), cantitatea totală transportată de fluviul Dunărea prin intermediul celor trei braţe este considerabilă şi este prezentată în Tabel 3.7-15.

Tabel 3.7-15 Încărcările cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de fluviul Dunărea în Marea Neagra în perioada 2007-2011

Parametru	Încărcare evacuată în anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Cd	71,981	26,30	21,33	16,48	
Ni	152,95	191,95	234,96	359,09	139,39
Pb	243,731	185,86	268,70	500,65	
Hg	12,55	7,63	8,65	10,67	11,54
Cu	446,429	424,51	430,36	779,27	
Zn	402,24	981,74	573,64	891,19	5901,71
As	118,48	132,38	196,66	410,02	189,11
Cr	319,22	387,89	350,82	528,05	419,96

Incarcarea de Cd, PB si Cu transportata de Fluviul Dunarea a fost calculata luand in considerare datele de monitoring prelevate in sectiunea TNMN Reni, pentru perioada 2007-2010. Pentru ceilalti parametrii incarcarea a fost calculata pe baza datelor de monitoring din sectiunile aflate la gurile de varsare ale fluviului Dunarea in Marea Neagra: Sulina km 0, Sf. Ghoerghe km 0 si Valcov.

Din totalul cantităţilor de poluant descărcate de fluviul Dunărea pentru perioada de raportare, ponderea cea mai mare îi revine braţului Chilia datorită debitului lichid ce depăşeste în mod semnificativ debitele repartizate pe fiecare din celelalte doua braţe ale fluviului. Repartiţia procentuală a încărcărilor pentru cele trei braţe: Chilia, Sulina şi Sf. Gheorghe este evidenţiată în Fig. 3.7-12.

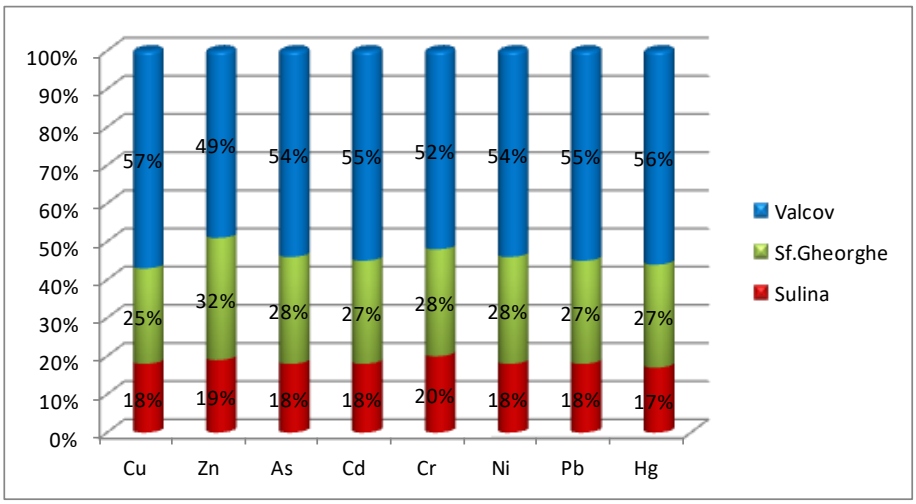


Fig. 3.7-12 Repartiţia procentuală aîncărcărilor cu substanţe şi compuşi nesintetici pentru fiecare braţ al fluviului Dunărea

Canalul Dunăre – Marea Neagră, Poarta Albă – Midia – Năvodari (CDMN-CPAMN)

O alta sursă de substanţe şi compuşi nesintetici la Marea Neagră este reprezentată de Canalul Dunăre – Marea Neagră şi Poarta Albă – Midia – Năvodari. Acesta tranzitează debitul lichid din fluviului Dunărea, din dreptul localităţii Cernavodă, până în Marea Neagră, debitul tranzitat fiind cel asigurat de operaţiunile de ecluzare.

Ca şi în cazul fluviului Dunărea, din punct de vedere calitativ, apele canalului nu prezintă depăşiri ale concentraţiilor monitorizate faţă de limitele admise prin legislatia în vigoare. Totuşi încărcarea adusă de acesta nu trebuie neglijată şi va fi luată în calcul.

Calculul incărcării de substanţe şi compuşi nesintectici s-a realizat în ultimele 2 secţiuni de monitorizare:

-Aval confluenţă ramura Luminiţa (Poarta Albă – Midia – Năvodari)

- Poarta Albă (Dunăre – Marea Neagră)

Încărcarea cu substanţe şi compusi nesintetici adusă de CDMN-CPAMN a fost calculată (prin înmulţirea debitului mediu anual şi concentraţie medie anuală) în fiecare din secţiunile de monitorizare sus-menţionate (Tabel 3.7-16):

Tabel 3.7-16 Încărcările cu substanţe şi compuşi nesintetici evacuate de CDMN-CPAMN în Marea Neagră în perioada 2007-2011

Parametru	Încărcare evacuată în anii				
	2007 (t/an)	2008 (t/an)	2009 (t/an)	2010 (t/an)	2011 (t/an)
Cd	0,1272	0,0195	0,0124	0,0137	0,0125
Ni	0,2408	0,2751	0,2168	0,1786	0,1766
Pb	0,2245	0,3993	0,2385	0,2647	0,3007
Hg	0,009	0,0113	0,0069	0,0062	0,0057
Cu	0,4386	0,4689	0,5375	0,4842	0,3938
Zn	0,4164	0,6785	0,9376	0,5925	0,4206
As	0,1093	0,1521	0,1552	0,1860	0,1530
Cr	0,4269	0,4221	0,4025	0,3157	0,3237

Din punct de vedere al încărcărilor transportate în Marea Neagră, ponderea cea mai mare îi revine CDMN (Fig. 3.7-13), datorită debitului semnificativ mai important tranzitat de acesta în raport cu CPAMN.

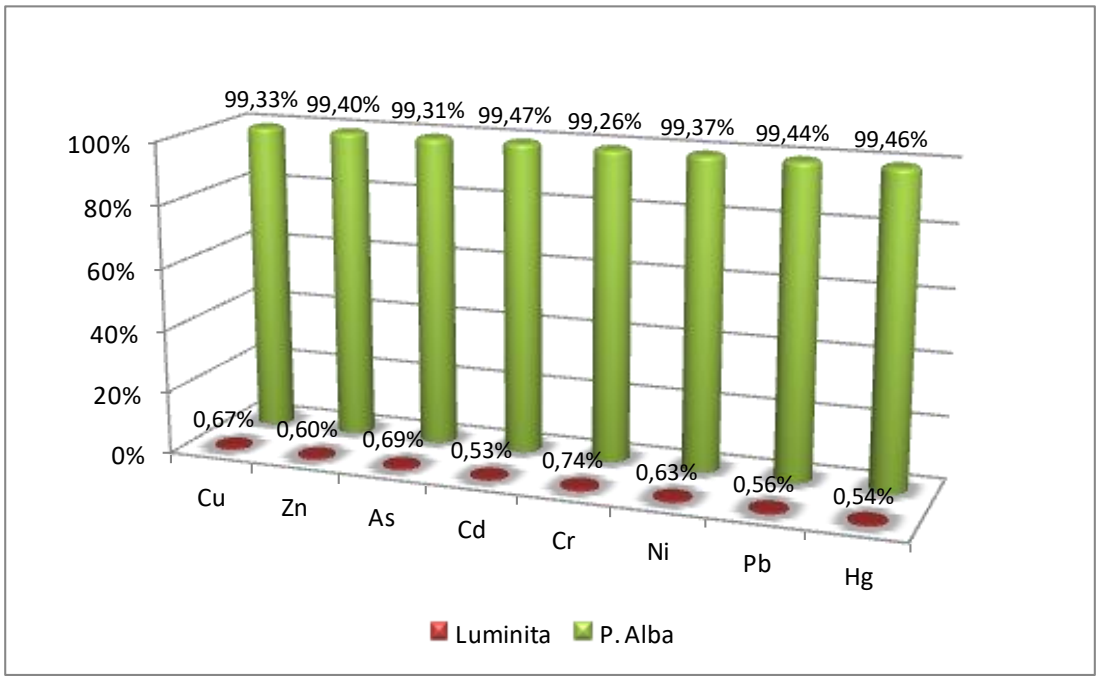


Fig. 3.7-13 Repartiţia procentuaă a încărcărilor cu substanţe şi compuşi nesintetici pentru CDMN-CPAMN

3.7.3 Efectele contaminării cu substanţe periculoase asupra mediului marin

Metale grele

Se apreciază că în prezent una dintre tematicile de mare interes pentru bazinul Mării Negre este legată de estimarea intensităţii poluării chimice a mării şi al impactului acesteia asupra organismelor marine (Kostianoy et al, 2008). Pe lângă sursele naturale (erodarea rocilor, emisii vulcanice), metalele grele (arsen, cadmiu, cupru, crom, mercur, plumb, nichel, staniu,

zinc) sunt eliberate în mediu în cantităţi mari în urma activităţilor asociate cu mineritul, industria metalurgică, fabricarea de produse, arderea combustibililor fosili sau incinerarea deşeurilor.

Se consideră ca lipsa măsurilor adecvate de control din ţările riverane, în special în perioada anterioară anilor ’90 când industriile înregistrau un maxim de dezvoltare, a reprezentat o cauză importantă de poluare a Mării Negre. Desigur, pe lângă contribuţia directă a activităţilor costiere (ape uzate menajere şi industriale, ape pluviale), nu trebuiesc neglijaţi poluanţii generaţi în bazinele hidrologice ale marilor râuri (Dunăre, Nipru, Nistru, Bug, Cuban, Don) ce se varsă în mare (Mee si Topping, 1998). Alături de activităţile terestre, transportul naval, exploatarea resurselor de petrol şi gaze sau descărcarea materialelor dragate reprezintă la rândul lor potenţiale surse de poluare pentru mediul marin. Transportul atmosferic al metalelor grele reprezintă o altă cale majoră prin care aceşti contaminanţi ajung în mediul marin (Hacisalihoglu et al, 1991).

Deoarece metalele grele au multiple căi de pătrundere în mediul marin, identificarea contribuţiei fiecărei surse specifice este dificil de realizat. Comportamentul şi efectele metalelor în mediul marin depind de o serie de factori. Mecanismele prin care aceşti contaminanţi pătrund, se acumulează şi sunt transferaţi în ecosistemele marine nu sunt pe deplin elucidate.

Deşi sunt constituenţi normali ai mediului marin, în situaţia în care sursele antropice introduc cantităţi suplimentare, metalele pătrund în ciclurile biogeochimice şi, ca rezultat al potenţialului toxic, pot interfera cu funcţionarea normală a ecosistemelor. Metalele prezente în apa marină se asociază cel mai adesea cu particulele în suspensie şi se acumulează în sedimente, unde pot rămane perioade îndelungate. Prin interacţii complexe, pot fi imobilizate, resuspendate sau preluate de organismele marine.

Metalele grele fac parte din categoria poluanţilor persistenţi în mediu şi chiar în situaţia ipotetică de reducere a aporturilor antropice, rezervele sedimentare de metale acumulate de-a lungul timpului continuă să ameninţe sănătatea ecosistemului marin. Acesta constituie un argument suplimentar pentru desfăşurarea activităţilor de cercetare dedicate controlului nivelului metalelor grele în estuare şi zonele costiere şi evaluării efectelor pe care aceşti contaminanţi le exercită asupra ecosistemelor marine.

Gradul de contaminare al sedimentelor

Coloana de apă reprezintă un rezervor tranzient pentru metale. Sedimentele constituie depozitul major al metalelor naturale şi antropogene, iar concentraţiile măsurate în sedimente reflectă modificările suferite de-a lungul timpului. Investigaţii asupra geochimiei metalelor grele au demonstrat că nivelurile metalelor sunt corelate cu textura sedimentului, concentraţiile crescând în sedimentele mai fine (fracţia fină < 63µm, compusă din argile şi silturi acumulatoare de metale) (UNEP, 1995).

Extinderea spaţială a contaminării este cel mai bine subliniată de chimismul sedimentelor superficiale, care la rândul lui depinde de compoziţia granulometrică şi mineralogică a acestora. În scopul evaluării gradului de contaminare cu metale grele este necesară separarea contribuţiei antropogene de cea naturală, rezultată din dezintegrarea naturală a rocilor scoarţei terestre. În acest scop au fost dezvoltate mai multe tehnici, una dintre ele fiind corecţia rezultatelor în funcţie de conţinutul de litiu, considerat elementul conservativ al fazelor purtătoare de metale din fracţiunea fină a sedimentelor (minerale argiloase) (Loring, 1991).

Contribuţiile antropogene la concentraţia litiului sunt considerate nesemnificative comparativ cu contribuţia naturală şi astfel raportul metal: Li ar trebui să fie relativ constant într-o anumită regiune şi similar cu raportul observat în scoarţa terestră sau rocile sursă. Folosind această tehnică, sunt identificate zone necontaminate pentru care se stabilesc corelaţii statistice între fiecare metal şi elementul de referinţă. Deviaţii semnificative de la aceste relaţii indică posibile aporturi antropogene (Aloupi si Angelidis, 2001).

În cadrul acestei metode, se reprezintă grafic conţinutul metalului faţă de litiu, trasându-se linia de regresie într-o bandă de predicţie de 95%, în scopul definirii populaţiei geochimice

naturale a metalului în corelaţie cu elementul folosit pentru normalizare, Li. Se indică probabilitatea de 95% ca punctele incluse în intervalul de predicţie să aparţină populaţiei normale, în timp ce acelea din afara intervalului reprezintă valori anormale.

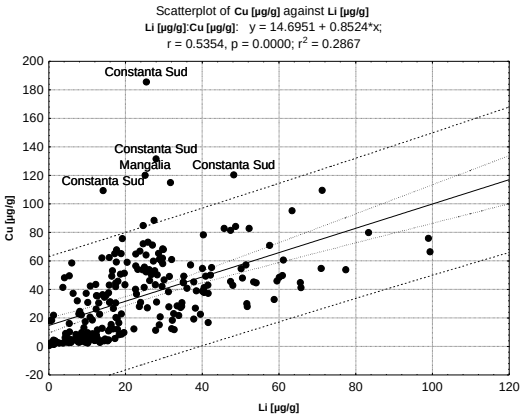
Astfel, folosind Li ca normalizator, s-a evaluat gradul de îmbogăţire cu metale al sedimentelor marine de la litoralul românesc. Rezultatele au identificat sedimente contaminate în acvatoriile portuare (Midia, Constanţa Sud, Midia), în zonele de mica adâncime afectate de descărcări de ape uzate (Gura Buhaz, Eforie Sud) şi în zona marină din faţa gurilor Dunării (Sulina, Mila 9, Sf. Gheorghe) (Fig. 3.7-14).

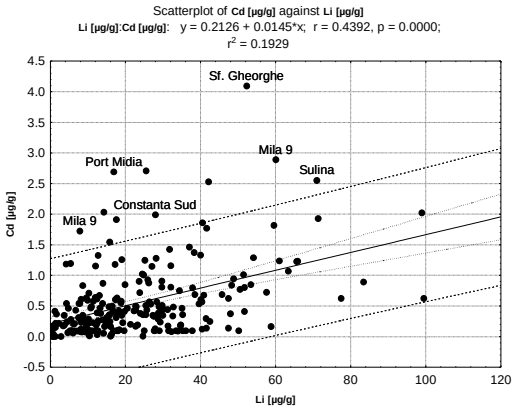
Bioacumularea metalelor grele în organismele marine

Studiile dedicate poluării marine pun accent pe protecţia şi reabilitarea ecosistemelor marine în întregul lor, date fiind diversitatea şi complexitatea efectelor poluanţilor în ecosistemele naturale. Când se încearcă definirea efectelor adverse ale poluanţilor, se poate considera că acumularea propriu-zisă în ţesuturile organismelor este un astfel de efect. Alte abordări consideră că efectele negative se manifestă prin modificări ale proceselor fiziologice. Ecologii pot restricţiona mai departe această definiţie incluzând efectele care produc modificări ecologice semnificative. Deşi acestea din urmă suscită un mare interes, şi celelalte efecte enumerate sunt importante, ele reprezentând stadii ale adaptării ecologice (Narbonne, 1992).

Începând cu anii ’70 măsurarea poluanţilor în organismele acvatice a fost recunoscută ca fiind deosebit de importantă, contribuind la completarea determinărilor efectuate în apă şi sedimente (Philips, 1980). Ideea principală a biomonitoringului este de a utiliza încărcătura poluantă tisulară ca indicator al expunerii. Având în vedere capacitatea organismelor marine de a acumula pe diverse căi metalele prezente în mediu lor de viaţă (apă, sedimente, hrană), utilizarea lor ca bioindicatori ai poluării este susţinută de numeroase exemple. Semnificaţiile nivelurilor metalelor grele sunt luate în discuţie relativ la starea de sănătate a organismelor şi a folosirii lor în biomonitoringul poluării cu metale.

Ţinând cont de marea diversitate a factorilor biotici şi abiotici care guvernează bioacumularea metalelor, precum disponibilitatea hranei, condiţiile hidrochimice, diferenţele genetice, starea fiziologică, ş.a., discriminarea între variaţiile nivelului de bioacumulare ca răspuns la o contaminare a mediului şi variaţiile naturale determinate de fiziologia organismului respectiv este uneori dificilă (UNEP, 1993).





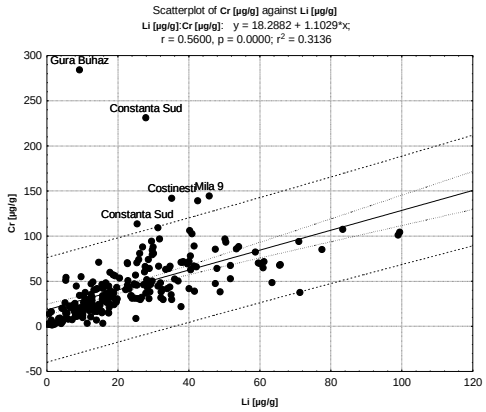


Fig. 3.7-14 Diagramele metal/litiu pentru sedimentele marine
(liniile reprezintă dreapta de regresie şi limitele benzii de predictie 95%)

Cele mai bune specii bio-indicatori de poluare, care îndeplinesc anumite criterii în acest sens, sunt considerate moluştele, în special midiile comune, care au constituit obiectul unor studii extinse în cadrul programului global Mussel Watch. Fiind organisme filtratoare, volume însemnate de apă intră în contact cu suprafaţa corpului acestora, producând acumularea poluanţilor (Phillips, 1980).

S-au efectuat cercetări pe termen lung (2002 – 2011) asupra concentraţiilor metalelor în specimene de *Mytilus galloprovincialis* din diferite locaţii geografice de-a lungul litoralului românesc, iar rezultatele au evidenţiat ca bioacumulări crescute pentru anumite elemente au fost cel mai adesea observate în zonele aflate sub o presiune antropică mai intensă (descărcări ape uzate, porturi), precum Gura Buhaz (Cu, Ni), Constanţa Nord (Cu, Cd, Pb), Eforie Sud (Ni, Cr) sau Mangalia (Cd, Pb), în corelaţie cu nivelurile în apă şi sedimente (Fig. 3.7-15).

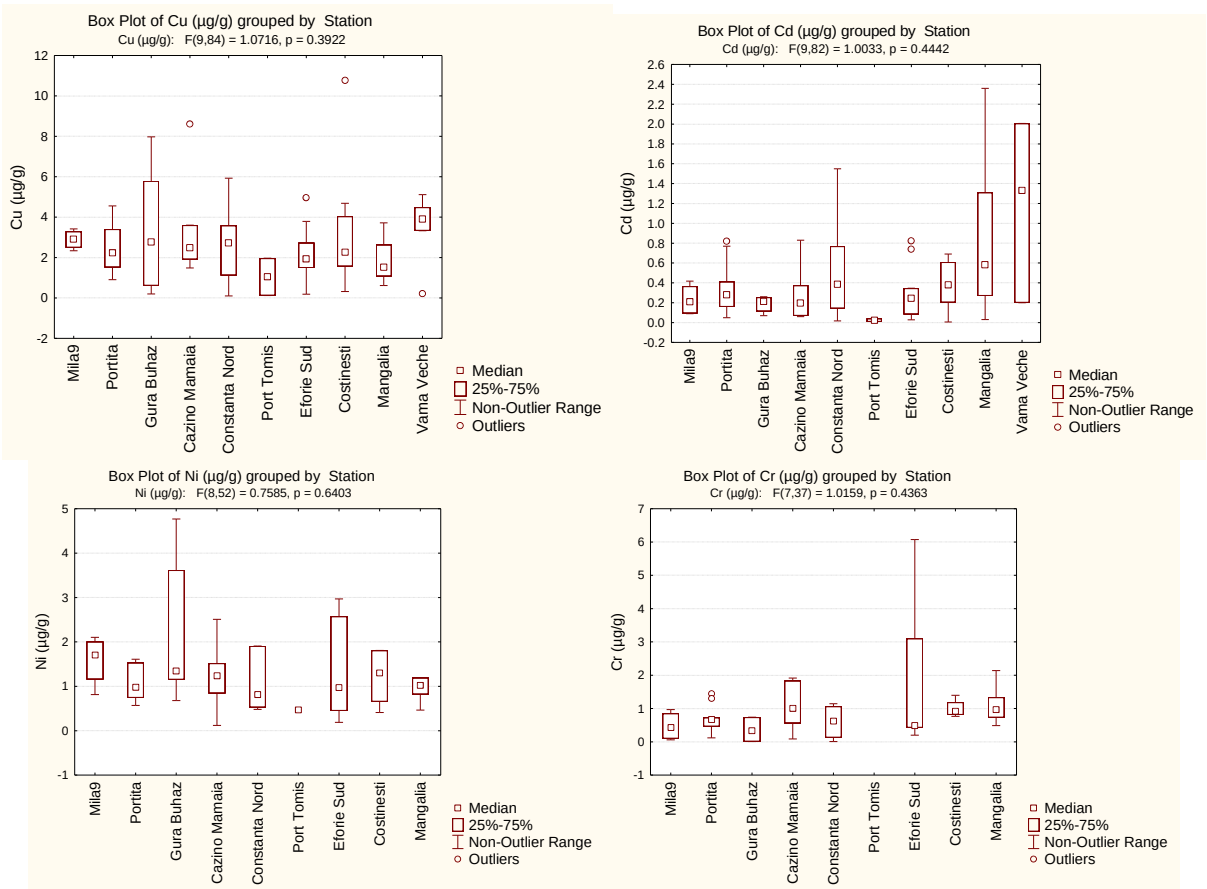


Fig. 3.7-15 Date comparative privind bioacumularea metalelor grele în specimene de *Mytilus galloprovincialis* din diferite locaţii de-a lungul litoralului românesc (2002 - 2011)

In general, evaluarea riscului de mediu al contaminanţilor constă în mai multe etape: identificarea riscului (surse), evaluarea expunerii (niveluri de concentraţie, bioacumulare, transfer trofic), evaluarea efectelor (efecte toxice, determinarea valorilor prag) şi caracterizarea riscului (predicţia efectelor adverse asupra structurii şi funcţiei ecosistemelor).

Informaţiile rezultate din programul de monitoring al poluării marine privind nivelurile de concentraţie ale metalelor, atât în privinţa distribuţiei spaţiale şi a tendinţelor, cât şi a bioacumulării în diferite organisme, pot reprezenta o bază pentru o viitoare evaluare a riscului contaminării cu metale a apelor marine româneşti.

Modul de evaluare a calităţii ecologice şi sănătaţii ecosistemului, în special în corelaţie cu implementarea Directivei Strategiei Marine (MSFD), va implica în viitor integrarea monitorizării efectelor biologice ale poluării în strategiile de evaluare ale substanţelor periculoase.

Pesticide

Cele mai multe dintre pesticidele folosite în ultimele decenii ale secolului 20 au în comun o serie de caracteristici cum ar fi un spectru larg de activitate, persisteţă şi insolubilitate în apă. Aceste calităţi pentru care au fost preferate pentru utilizarea ca pesticide sunt cele care fac ca aceste substanţe să fie cele mai indezirabile din punct de vedere al mediului.

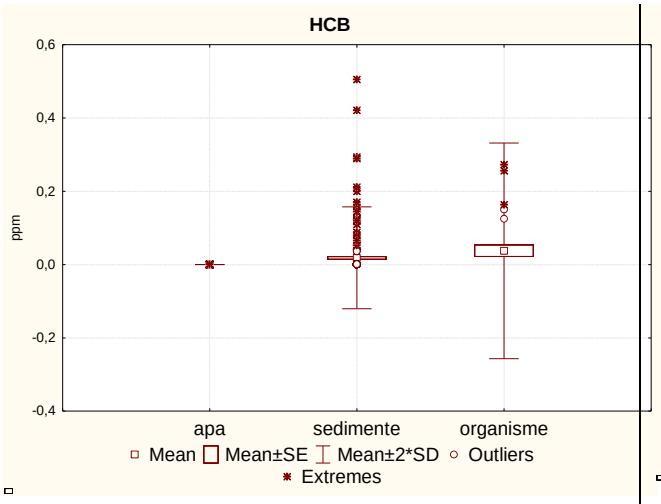
O caracteristică importantă a pesticidelor este că sunt semi-volatile şi deci, intră în atmosferă la temperaturi normale. În atmosferă, ele adere la aerosoli, mai degrabă decât să persiste în fază gazoasă. Prin urmare, ele se pot volatiliza de la pământ în atmosferă şi se pot deplasa la distanţe mari în aer înainte de a se depunne din nou. Ciclul de volatilizare şi de depunere poate fi repetat de mai multe ori, proces cunoscut ca „efectul greiere” (Wania şi Mackay, 1993), şi are ca rezultat transferarea pesticidelor la o distanţă mare faţă de locul unde au fost folosite sau emise.

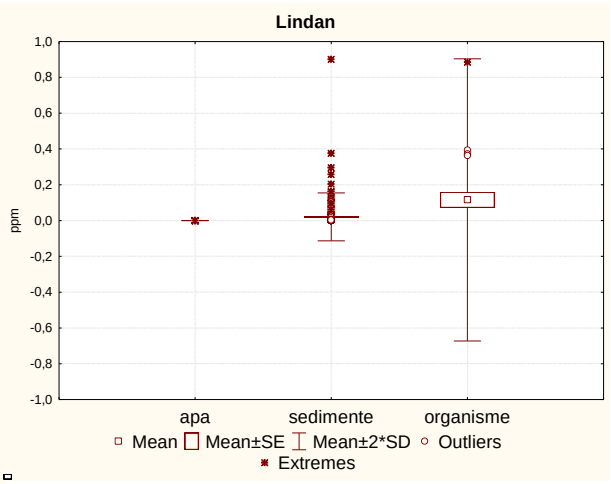
În funcţie de transportabilitatea lor, condiţiile climatice existentente şi circulaţia atmosferică aceste substanţe sunt distribuite în diferite regiuni ale globului (Tanabe ş.a., 1994). Căile de transport includ aerul, curenţii oceanici şi migrarea animalelor, deversarea în apele de suprafaţă şi scurgerile din sol în apele subterane (Rolland ş.a., 1995).

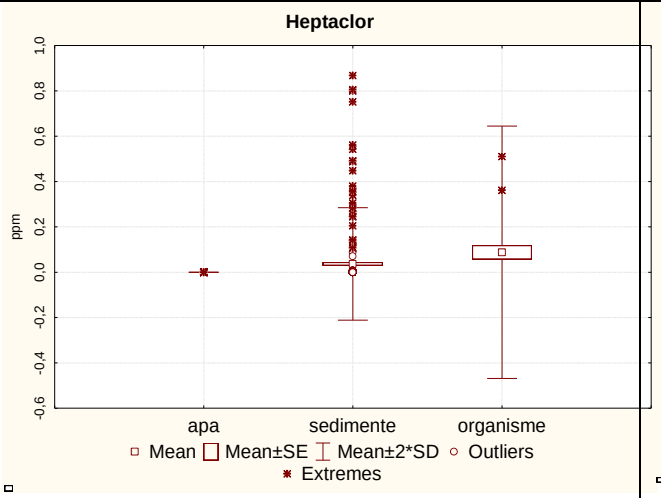
Condiţiile ecologice ale apelor costiere sunt afectate de un complex de factori de stress. Aceştia pot include surse punctiforme cum este încărcătura de poluanţi din diferite surse punctiforme directe, scurgerile din apele de suprafaţă sau subterane, deversările difuze din agricultură şi mediul urban ca şi depunerile din atmosferă.

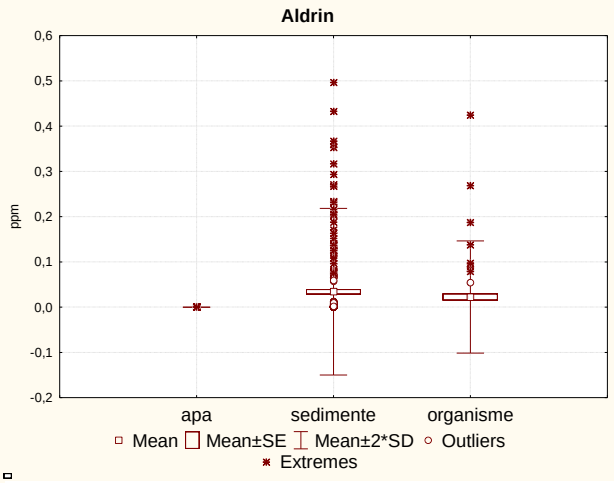
Pesticidele sunt foarte persistente, având un timp de înjumătăţire lung în mediul înconjurător şi biota (ani sau zeci de ani în sol / sedimente. Ele sunt de obicei hidrofobe şi lipofile. În mediul acvatic se distribuie preponderent în faza organică. Se acumulează în ţesuturile bogate în lipide ale animalelor şi devin solubile în ţesuturile grase, mai degrabă decât să intre în mediul apos al celulelor. Din cauza acestei caracteristici, aceste substanţe chimice sunt persistente în biotă şi se bioconcentrează în lanţurile trofice.

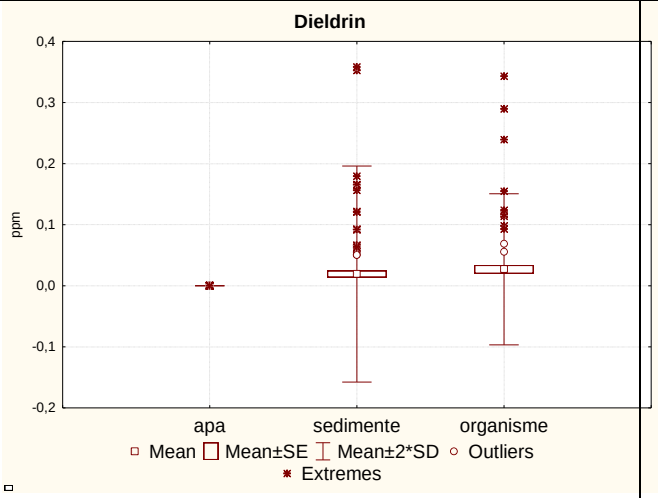
Analiza comparativă a încărcării cu pesticide organoclorurate în matricile ecosistemului marin la litoralul românesc al Mării Negre, evidenţiează procesul de concentrare al compuşilor analizaţi în sedimente şi moluşte). Fenomenul de bioconcentrare este mai accentuat în cazul HCB, lindan, heptaclor şi DDT (Fig. 3.7-16).

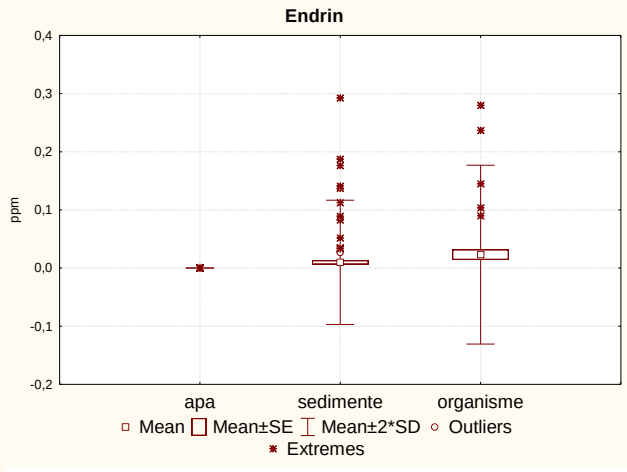

HCB
ppm
0,6
0,4
0,2
0,0
-0,2
-0,4
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes


Lindan
ppm
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
-0,2
-0,4
-0,6
-0,8
-1,0
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes


Heptaclor
ppm
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
-0,2
-0,4
-0,6
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes


Aldrin
ppm
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes


Dieldrin
ppm
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes


Endrin
ppm
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
apa
sedimente
organisme
Mean Mean±SE Mean±2*SD Outliers
Extremes

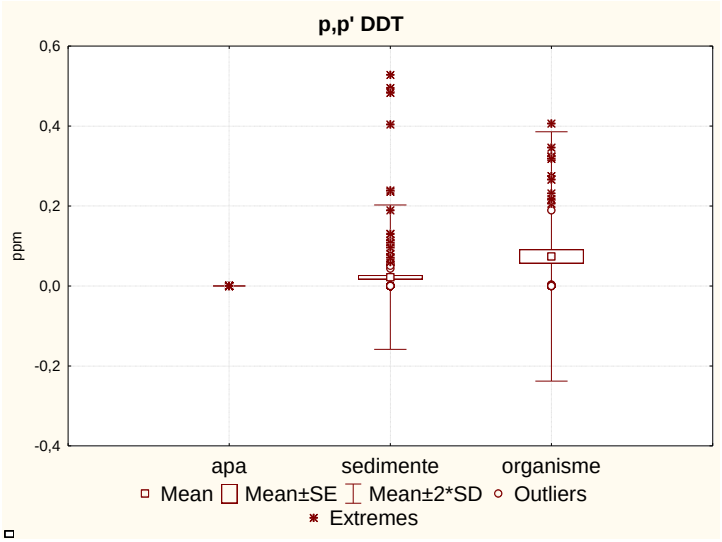


Fig. 3.7-16 Concentraţiile de pesticide în apă, sedimente şi organisme

Chiar dacă pesticidele se găsesc în mediu la concentraţii foarte mici ele au fost puse în legătură cu multe efecte înregistrate asupra mediului sau sănătăţii umane. Poluanţii organici persistenţi care fac obiectul Convenţiei de la Stockholm, între care aldrin, dieldrin, endrin, HCB, DDT, heptaclor au fost incriminaţi, pe baza unei informaţii stiinţifice solide, ca fiind răspunzători pentru o serie de efecte adeverse înregistrate asupra sănătăţii umane şi animale cum ar fi: cancer, afecţiuni neurologice, afecţiuni ale sistemului reproductiv şi endocrin.

Există trei nivele la care POPs afectează animalele – la nivel genetic, populaţional şi la nivelul comunităţii sau al ecosistemului (Tanabe şi Subramanian, 2003**)**. Există o varietate de perturbări hormonale sau ale sistemelor enzimatice la animalele acvatice care conduc la disfuncţii genetice. Perturbările sexuale la multe specii marine de peşti sau moluşte ca şi subţierea cojii ouălelor la unele specii de păsări conduc la scăderea succesului reproducător la indivizii cu un conţinut mai mare de POPs în ţesuturi sau organe (Reijnders ş.a., 1999; Konstantinou ş.a., 2000; Van der Oost ş.a., 2003).

Perturbarea sistemului endocrin de către poluanţii organici persistenţi reprezintă un impact major asupra vieţii sălbatice. Expunerea la pesticidele din mediu şi/sau prin intermediul lanţului trofic, mai ales în timpul unor perioade critice ale ciclului de dezvoltare pot afecta sistemul imunitar al păsărilor şi mamiferelor, poate induce funcţionarea anormală a tiroidei la peşti, moluşte şi mamifere, scade rata de fertilitate la unele animale şi pot determina perturbări ale caracteristicilor sexuale la animalele individuale alterând astfel raportul între sexe la nivel populaţional (Colborn ş.a., 1996).

Efectele biologice ale poluării pot fi evaluate prin intermediul analizei biomarkerilor în organisme santinelă. Biomarkerii sunt consideraţi instrumente folositoare pentru analiza calităţii mediului acvatic. Unii dintre ei sunt deja incluşi în programe de monitoring (ex. Joint Monitoring Program al Convenţiei OSPAR; Programul Mediteranean de Biomonitoring, MED POL, UNEP) (Lam and Gray, 2003; Viarengo et al., 2007).

În Romania s-au făcut doar unele investigaţii asupra unor biomarkeri generali cum sunt destabilizarea membranei lizozomale (Ciocan C, 1996-1997, Ciocan C, 2002) şi enzimele oxidative (Coatu ş.a, 2001; Coatu ş.a, 2002; Coatu V. şi Artenie V., 2002). Nu există studii privind biomarkeri specifici cum sunt metalotioneinele, vitelogenina sau glutation trasfarază.

În scopul implementării Descriptorului 8 al Directivei de strategie marină programul de monitoring ar trebui să includă cuantificarea efectelor biologice ale contaminanţilor la diferite nivele de organizare biologică.

3.8 Imbogatirea cu nutrienţi şi materii organice

3.8.1 Nutrienţii

Cauzele imbogatirii apelor costiere cu nutrienti sunt reprezentate atat de sursele punctiforme cat si de cele difuze existente de-a lungul tarmului romanesc al Marii Negre.

In zona costiera a Marii Negre sunt extrem de limitate activitatile de natura agricola, acestea fiind practic neglijabile pentru starea ecosistemului marin. Principalele surse de poluare din acest areal, existente pe uscat, sunt reprezentate de sursele punctiforme.

Surse de poluare punctiformă

Principalele surse de poluare punctiforma existente pe tarmul romanesc al Marii negre sunt: unitatile industriale, aglomerarile umane si Fluviul Dunarea. Evolutia surselor de poluare punctiforme, pentru perioada 2007-2011 se poate observa grafic in Fig. 3.8-1.

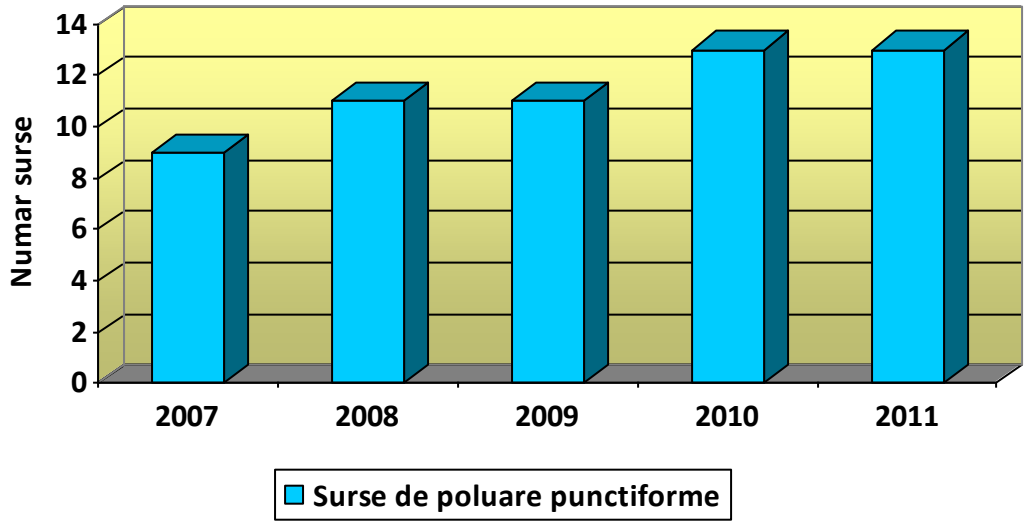


Fig. 3.8-1 Evoluţia numărului de surse de poluare, în perioada 2007-2011.

Partea nordica a tarmului nu prezinta surse de poluare punctiforme, fiind o zona lipsita aproape complet de aglomerari umane, declarata Rezervatie a Biosferei Delta Dunarii si sit RAMSAR.

Sursele de poluare punctiforme sunt concentrate in jumatatea sudica a litoralului romanesc al Marii Negre (Fig. 3.8-2), unde sunt dezvoltate activitatile industriale, asezarile umane si statiunile turistice.

In vederea identificarii surselor semnificative de poluare punctiforma, generatoare de nutrienti, au fost selectate si aplicate urmatoarele criterii conforme cu Directiva Cadru 2000/60

a. **Aglomerarile umane** (identificate în conformitate cu cerinţele Directivei privind epurarea apelor uzate urbane - Directiva 91/271/EEC), ce au peste 2000 locuitori echivalenţi (l.e.) care au sisteme de colectare a apelor uzate cu sau fără staţii de epurare şi care evacuează în resursele de apă; de asemenea, aglomerările <2000 l.e. sunt considerate surse semnificative punctiforme dacă au sistem de canalizare centralizat; de asemenea, sunt considerate surse semnificative de poluare, aglomerările umane cu sistem de canalizare unitar care nu au capacitatea de a colecta şi epura amestecul de ape uzate şi ape pluviale în perioadele cu ploi intense;

b. Industria:

i. unităţi care evacuează în resursele de apă şi care nu se conformează legislaţiei în vigoare privind factorul de mediu apa;

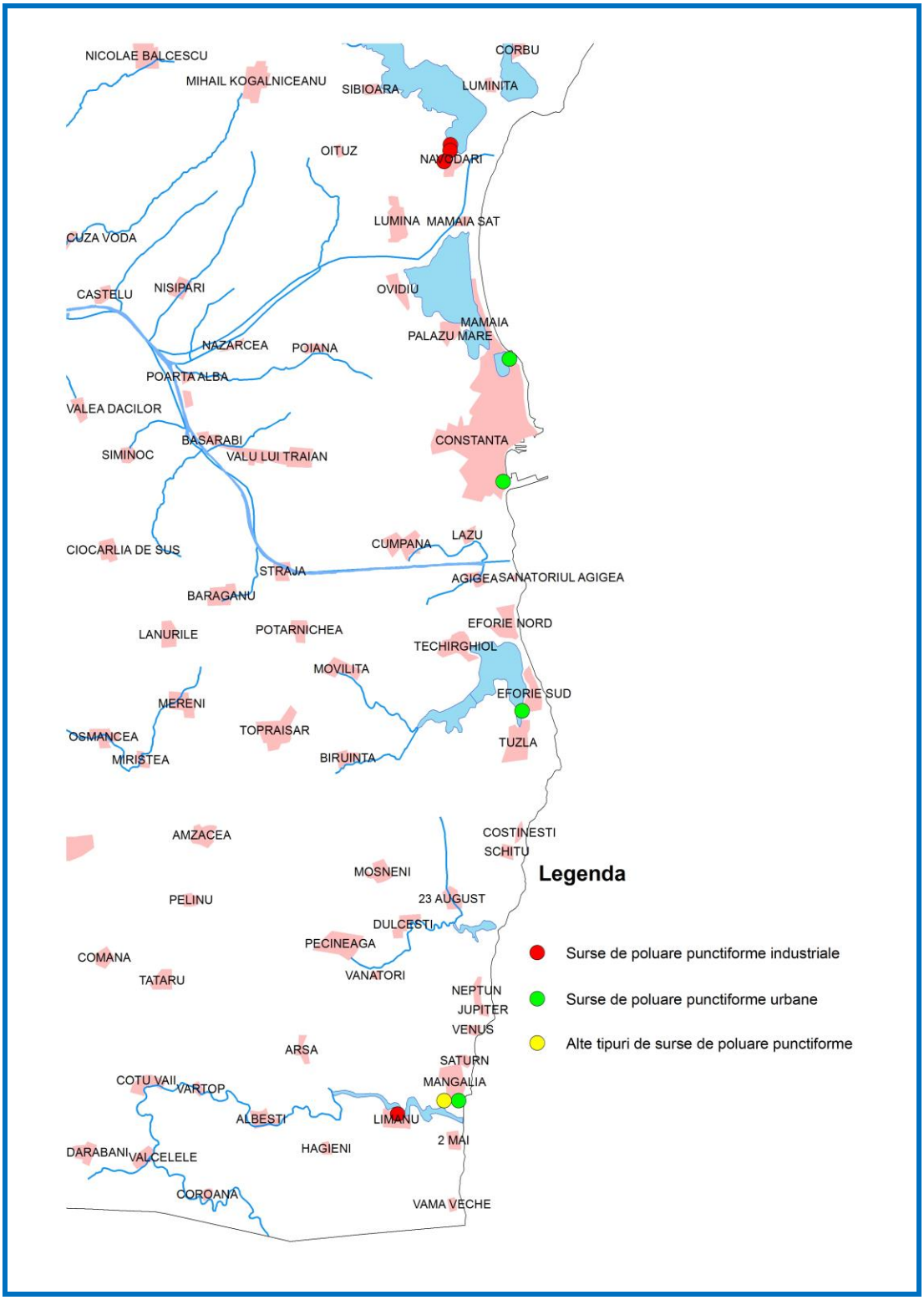


Fig. 3.8-2 Poziţionarea surselor punctiforme de poluare, pe categorii de folosinţă.

Presiuni punctiforme semnificative, generatoare de nutrienţi, situate pe ţărmul românesc al Mării Negre.

In urma aplicarii criteriilor sus-mentionate, la nivelul zonei costiere au fost identificate, pentru perioada 2007-2011, presiuni punctiforme semnificative de tipul aglomerarilor umane, industriale si alte tipuri de presiuni generatoare de nutrienti, evidentiate in tabelul următor (Tabel 3.8-1):

Tabel 3.8-1 Numărul surselor de poluare punctiformă semnificative, în perioada 2007-2011.

Tip presiune / An	2007	2008	2009	2010	2011
Surse urbane	3	3	2	3	3
Surse industriale	1	2	1	1	3
Alte surse	0	1	0	0	1

In categoria ”alte surse” sunt incluse toate categoriile de surse cu exceptia celor industriale, urbane si agricole.

Incarcarile de nutrienti evacuate de sursele de poluare punctiforme semnificative, monitorizate in perioada 2007-2011, pe categorii de poluatori, sunt prezentate in Tabel 3.8-2

Tabel 3.8-2 Incărcările de nutrienţi evacuate în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

Parametru	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)	Incărcare evacuată 2011 (t/an)
N total aglomerări	508,065	656,823	474,468	310,865	505,506
N total industrie	15,964	14,535	13,244	1,532	10,529
N total alte surse	0	0	0	0	0
P total aglomerări	112,781	70,930	60,523	108,156	68,596
P total industrie	0,808	0,805	0,593	0,285	0,320
P total alte surse	0	0	0	0	0,048
NO_3 aglomerări	660,772	703,907	388,133	744,259	610,127
NO_3 industrie	3,351	3,756	2,537	0,958	2,212
NO_3 alte surse	0	0	0	0	0
NO_2 aglomerări	38,999	36,081	61,113	2,614	18,133
NO_2 industrie	0,060	0,054	0,019	0,084	0,114
NO_2 alte surse	0	0	0	0	0
NH_4 aglomerări	257,056	335,315	344,995	48,545	221,936
NH_4 industrie	14,314	15,151	8,888	1,368	10,940
NH_4 alte surse	0	4,219	0	0	0,090

Evolutia incarcarilor de poluant evacuate pe parcursul celor 5 ani studiati este influentata in cazul industriei de numarul de ore de functionare precum si de aparitia/disparitia unor unitati industriale iar in situatia aglomerarilor umane, de numarul de turisti din fiecare sezon estival (Fig. 3.8-3 - Fig. 3.8-7).

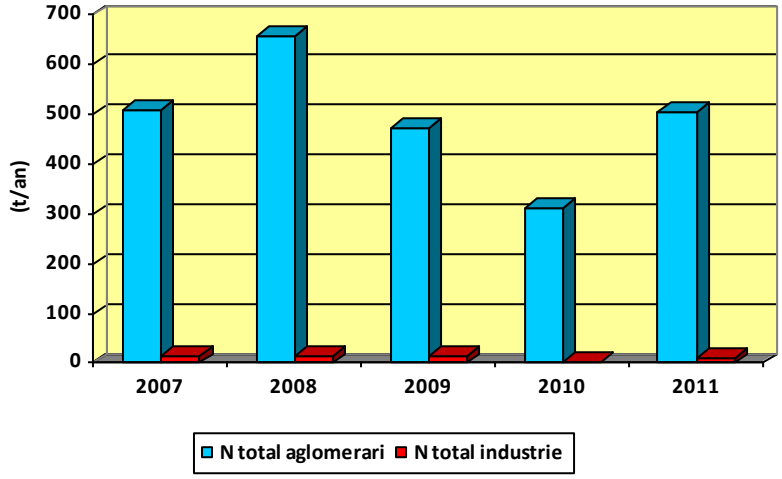


Fig. 3.8-3 Incărcarea de N total evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

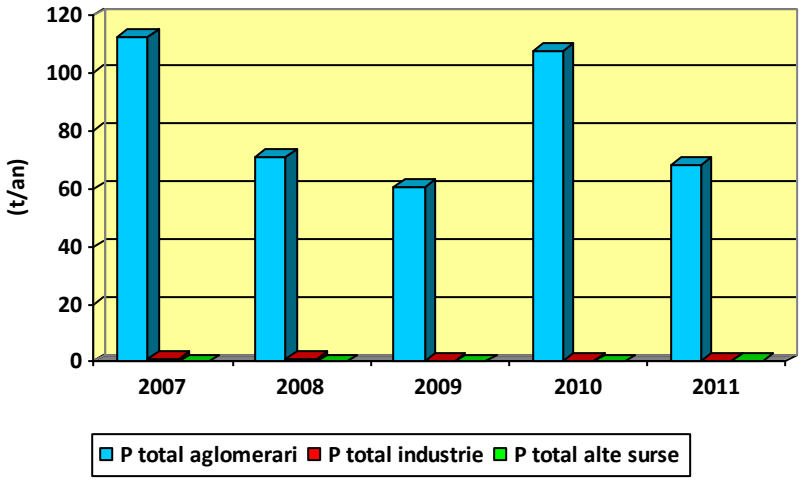


Fig. 3.8-4 Incărcarea de P total evacuată în perioada 2007-2011, pe câtegorii de utlizatori.

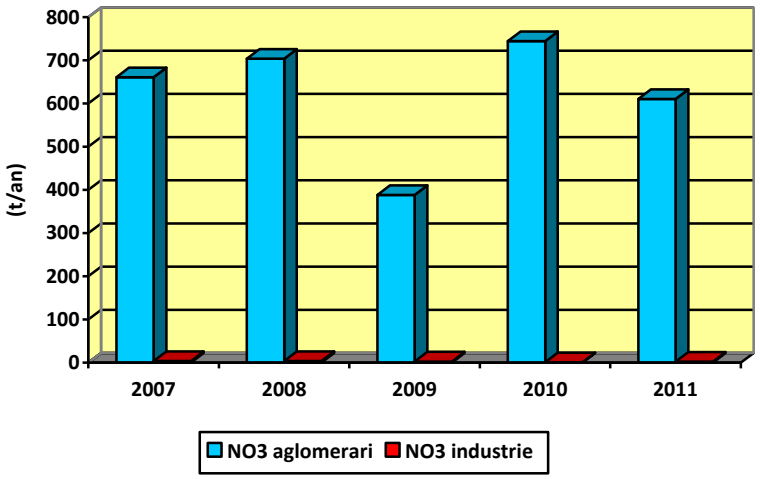


Fig. 3.8-5 Incărcarea de NO3 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

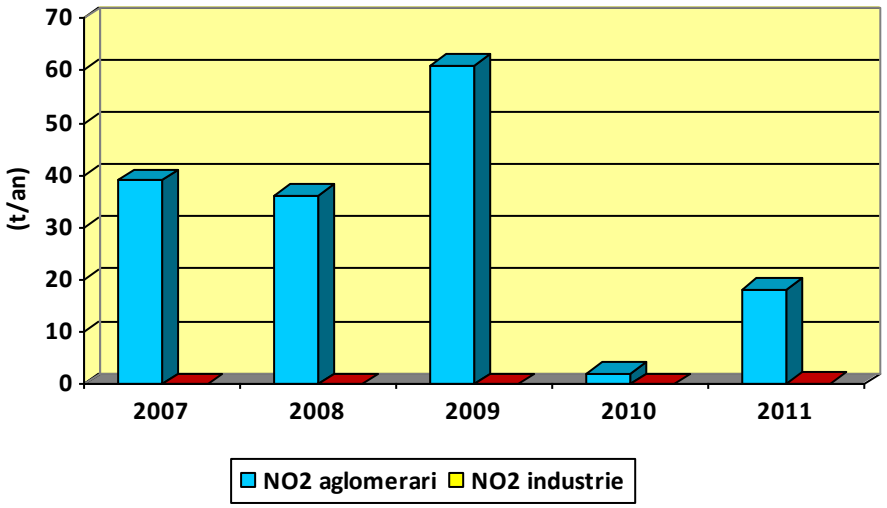


Fig. 3.8-6 Incarcarea de NO_2 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

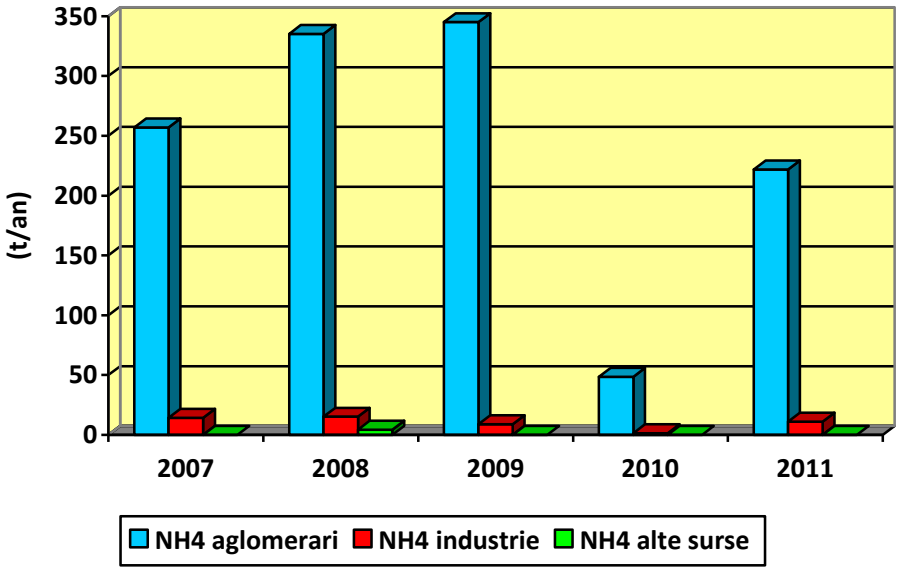


Fig. 3.8-7 Incărcarea de NH4 evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

Aportul afluenţilor la mediul marin - nutrienţi

Fluviul Dunărea

O alta sursa de poluare importanta pentru aportul sau la calitatea apei Marii Negre este fluviul Dunarea. Acesta se varsa in Marea Neagra, in judetul Tulcea prin cele trei brate: Chilia, Sulina si Sfantul Gheorghe.

Incarcarea de nutrienti adusa de fluviului Dunarea a fost calculata pentru un debit mediu anual si o concentratie medie anuala in sectiunea TNMN Reni, pentru perioada 2006-2010 (Tabel 3.8-3):

Tabel 3.8-3 Incarcarile de nutrienti descarcate de Fluviul Dunarea in perioada 2006-2010.

Parametru	Incărcare evacuată 2006 (t/an)	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)
N-NH4	82990	39601	31910	31760	50870
N-NO2	12250	8328	7270	6740	7500
N-NO3	389370	296450	308250	340910	504880
P-PO4	8044	9163	4257	4770	14880

Pentru intreaga perioada 2007-2011 ponderea cea mai mare in ceea ce priveste aportul de nutrienti descarcat de fluviul Dunarea ii revine bratului Chilia, pentru fiecare dintre parametrii monitorizati, dupa cum se poate observa figura următoare (Fig. 3.8-8):

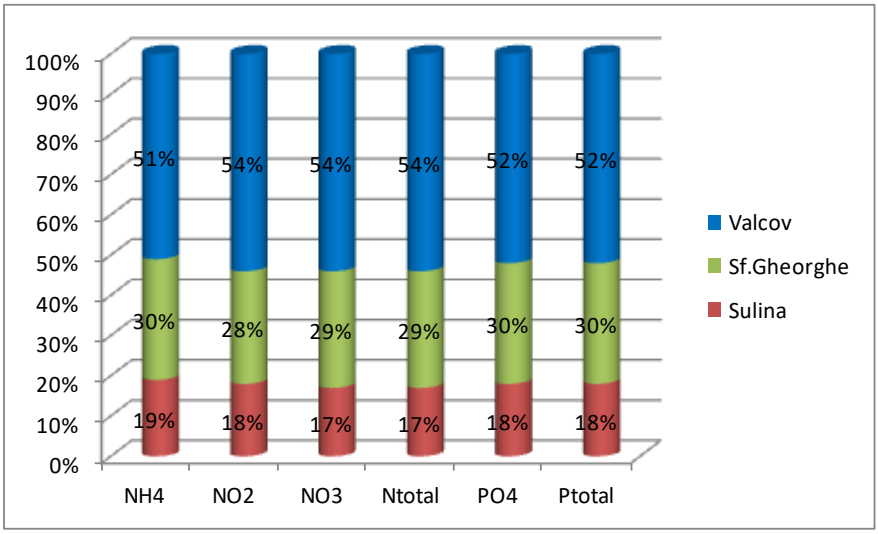


Fig. 3.8-8 Repartiţia procentuală a încărcărilor de nutrienţi pentru fiecare braţ al Dunării.

Desi, din punct de vedere calitativ fluviul Dunarea nu inregistreaza depasiri fata de limitele admisibile conform legislatiei in vigoare, pentru nici unul dintre parametrii utilizati in cadrul acestei evaluari, trebuie totusi tinut cont de incarcarea in nutrienti ce ajunge in mediul marin.

Canalul Dunăre – Marea Neagră, Poarta Albă – Midia – Năvodari (CDMN-CPAMN)

Canalul Dunare – Marea Neagra si Poarta Alba – Midia – Navodari prin debitul tranzitat in procesul de ecluzare, contribuie la incarcarea cu nutrienti a apelor Marii Negre.

Ca si in cazul fluviului Dunarea, din punct de vedere calitativ, apele canalului nu prezinta depasiri ale concentratiilor monitorizate fata de limitele admise prin legislatia in vigoare. Totusi incarcarea adusa de acesta nu trebuie neglijata si va fi luata in calcul.

Calculul incarcarii de nutrienti s-a realizat in ultimele 2 sectiuni de monitorizare:

- Aval confluenta ramura Luminita (Poarta Alba – Midia – Navodari)
- Poarta Alba (Dunare – Marea Neagra)

Incarcarea de nutrienti adusa de CDMN-CPAMN a fost calculata pentru un debit mediu anual si o concentratie medie anuala in fiecare din sectiunile de monitorizare sus-mentionate (Tabel 3.8-4):

Tabel 3.8-4 Incărcările de nutrienţi descarcate de CDMN-CPAMN, în perioada 2007-2011.

Parametru	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)	Incărcare evacuată 2011 (t/an)
NH_4	109,9	111,83	61,86	30,49	18,95
NO_2	36,37	18,10	14,41	12,33	15,67
NO_3	1007,40	960,54	914,48	1006,46	1019,28
N total	421,77	371,14	332,15	306,13	284,28
PO_4	49,97	60,79	43,90	22,98	31,69
P total	21,29	67,15	28,72	19,97	11,56

Dintre cele doua brate ale canalului, Dunare – Marea – Neagra are ponderea cea mai mare din punct de vedere al debitului tranzitat, respectiv al incarcarilor in nutrienti descarcate in mediul marin, contributia canalului Poarta Alba – Midia – Navodari fiind practic neglijabila (Fig. 3.8-9).

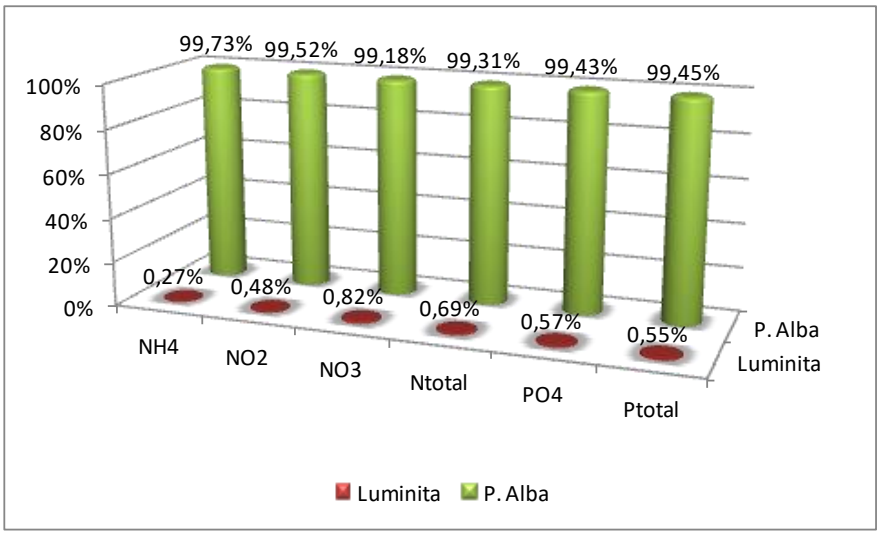


Fig. 3.8-9 Repartiţia procentuală a încărcărilor de nutrienţi pentru CDMN-CPAMN.

Trebuie mentionat faptul ca din punct de vedere al nutrientilor, atat fluviului Dunarea prin cele trei brate cat si CDMN-CPAMN nu depasesc concentratiile de nutrienti maxim admisibile conform legislatiei in vigoare.

3.8.2 Substanțe organice

Presiunile locale generatoare de substante organice sunt concentrate in partea sudica a litoralului romanesc al Marii Negre, aceasta zona fiind mai dezvoltata din punct de vedere industrial si urbanistic.

Presiuni punctiforme semnificative generatoare de substanţe organice situate pe ţărmul românesc al Mării Negre

Aplicand aceleasi criterii mentionate in subcapitolul 4.7.1, la nivelul perioadei 2007-2011 au fost identificate atat surse de poluare semnificative de tip urban, industrial cat si alte tipuri, generatoare de substante organice, numarul acestora fiind evidentiat în Tabel 3.8-5.

Tabel 3.8-5Numărul surselor de poluare punctiformă semnificative, în perioada 2007-2011.

Tip presiune / An	2007	2008	2009	2010	2011
Surse urbane	2	2	2	1	3
Surse industriale	1	1	1	1	1
Alte surse	0	1	0	0	1

Incarcarea de substante organice evacuata de sursele punctiforme semnificative sus-mentionate, au fost monitorizate in perioada 2007-2011 si pot fi prezentate în Tabel 3.8-6.

Tabel 3.8-6 Incărcările de substanţe organice evacuate în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

Parametru	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)	Incărcare evacuată 2011 (t/an)
CBO_5 aglomerări	238,21	360,418	967,142	99,808	890,774
CBO_5 industrie	19,248	26,857	14,641	3,188	11,272
CBO_5 alte surse	0	17,153	0	0	0,413
CCOCr aglomerări	670,422	1007,939	2720,222	305,212	2979,375
CCOCr industrie	45,659	75,47	42,458	9,3	44,577
CCOCr alte surse	0	45,781	0	0	1,278

Incarcarile de substanta organica calculate sunt cele corespunzatoare numarului de prelevari efectuate pentru fiecare an.

Evolutia incarcarilor de substante organice evacuate in mediul marin este direct proportionala cu numarul de surse punctiforme identificate ac fiind semnificative, pentru fiecare tip de activitate in parte (Fig. 3.8-10, Fig. 3.8-11).

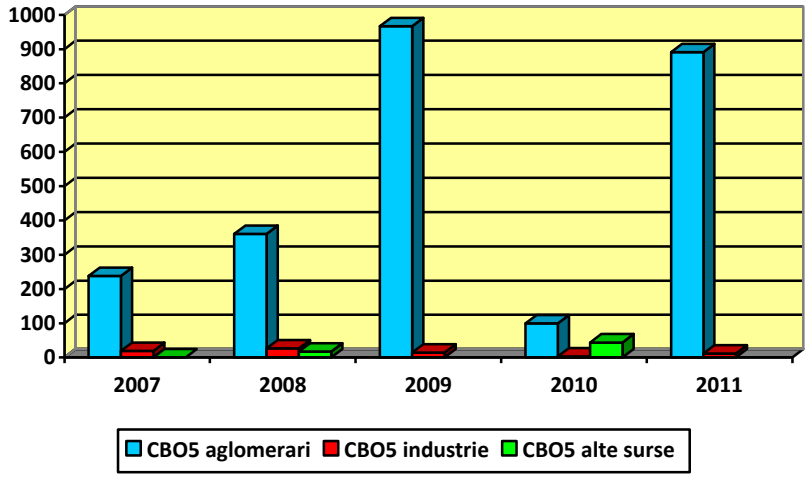


Fig. 3.8-10 Incărcarea de CBO5 evacuată în perioada 2007-2011, pe caegorii de utilizatori.

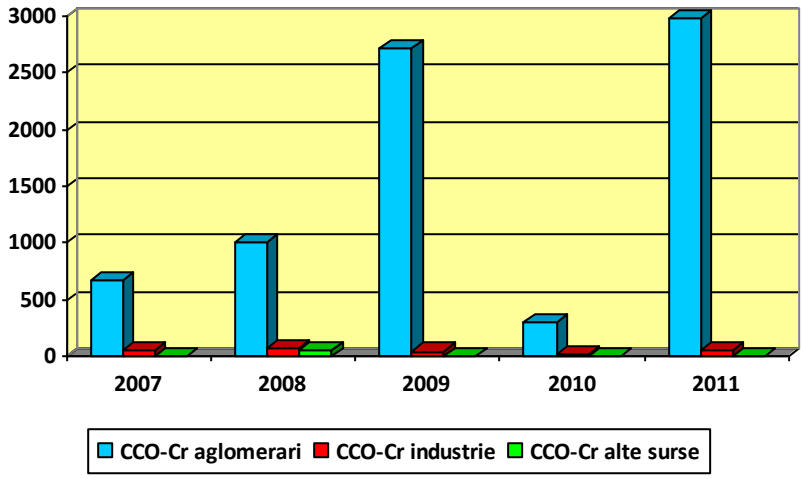


Fig. 3.8-11 Incărcarea de CCO-Cr evacuată în perioada 2007-2011, pe categorii de utilizatori.

Aportul afluenţilor la mediul marin – substanţe organice

Concentratia de CBO5 transportata de fluviul Dunarea, prin cele trei brate ale sale: Chilia, Sulina si Sf. Gheorghe, a fost monitorizata in mod constant in perioada 2006-2010, in sectiunea TNMN Reni, pe baza debitelor medii anuale fiind posibila calcularea incarcarii de poluant pentru fiecare parametru in parte (Tabel 3.8-7).

Tabel 3.8-7Incărcările de substanţe organice descărcate de Dunăre, în perioada 2006-2010

Parametru	Incărcare evacuată 2006 (t/an)	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)
CBO5	481479	402701	372139	289320	477350

Ponderea cea mai mare in ceea ce priveste incarcarea cu substante organice ii revine bratului Chilia, asa cum este evidentiat in figurile urmatoare. Acest lucru se datoreaza in principal debitului de apa repartizat in mod natural pe acest brat, in detrimentul celorlalte doua (Fig. 3.8-12).

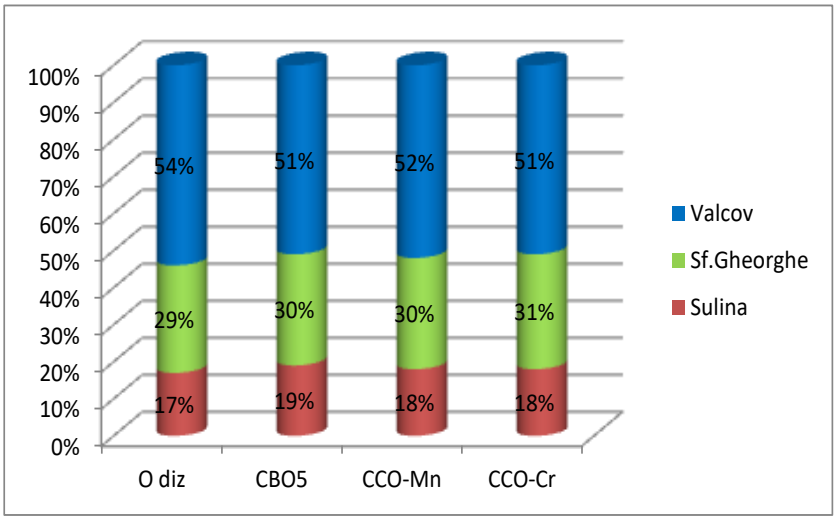


Fig. 3.8-12 Repartiţia procentuală a încărcărilor de substanţe organice pentru fiecare braţ al Dunării.

Canalul Dunăre – Marea Neagră, Poarta Albă – Midia – Năvodari (CDMN-CPAMN)

Ca si in cazul nutrientilor, ponderea cea mai mare de substante organice este descarcata prin canalul Dunare – Marea Neagra, principalul factor fiind debitul tranzitat prin ecluzare. Din punct de vedere legislativ, nici unul dintre parametrii monitorizati nu depaseste concentratia admisa, fapt ce nu exclude luarea in consideratie a incarcarii de substante organice transportate de canal in mediul marin (Tabel 3.8-8).

Tabel 3.8-8 Incărcările de substanţe organice descarcate de CDMN-CPAMN, în perioada 2007-2011.

Parametru	Incărcare evacuată 2007 (t/an)	Incărcare evacuată 2008 (t/an)	Incărcare evacuată 2009 (t/an)	Incărcare evacuată 2010 (t/an)	Incărcare evacuată 2011 (t/an)
O_2 dizolvat	945,19	631,80	1052,04	1189,10	1082,52
CBO_5	493,14	1927,20	424,56	324,47	445,60
CCO-Mn	680,37	914,63	*Lipsa date*	524,15	526,60
CCO-Cr	4768,10	8134,77	3825,97	3304,83	3193,71

Dintre cele doua brate ale canalului, Dunare – Marea – Neagra are ponderea cea mai mare din punct de vedere al debitului tranzitat, respectiv al incarcarilor in substante organice descarcate in mediul marin (Fig. 3.8-13).

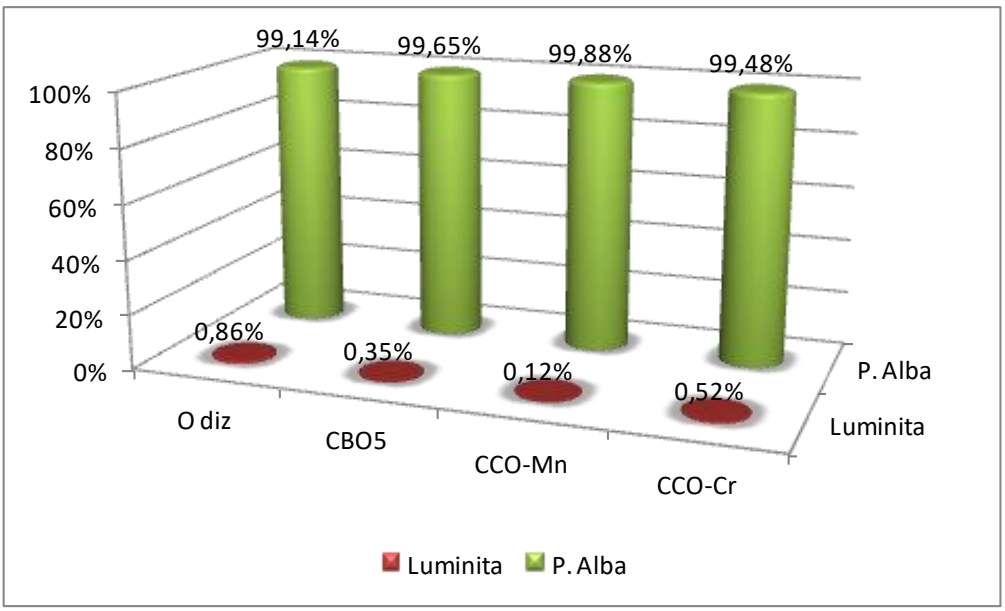


Fig. 3.8-13 Repartiţia procentuală a încărcărilor de substanţe organice pentru CDMN-CPAMN.

Trebuie mentionat faptul ca din punct de vedere al substantelor organice atat fluviului Dunarea prin cele trei brate cat si CDMN-CPAMN nu depasesc concentratiile maxim admisibile conform legislatiei in vigoare.

Atat in cazul nutrientilor cat si in cel al substantelor organice se poate observa ca aportul surselor locale la starea mediului marin este considerat nesemnificativ în comparaţie cu aportul fluviului Dunărea. De asemenea nu trebuie neglijate sursele de poluare situate în sectorul ucrainean al Mării Negre.

3.8.3 Efecte ale îmbogăţirii cu nutrienţi şi materii organice

Până în anii ’60, Marea Neagră a fost cunoscută ca una din cele mai productive mări, cu o faună pelagică luxuriantă alcătuită din câmpuri vaste de alge roşii aparţinând genului *Phyllophora*, cu abundenţă bentică a suspensiofagilor (*Mytilus, Modiolus* şi altele), locuri ideale de hrană pentru unele specii comerciale de peşte provenind din Marea Mediterană. Marea Neagră a fost des menţionată ca un exemplu de ecosistem eutrofizat natural ca urmare a aportului fluvial permanent de nutrienţi (Gomoiu, 1981). Ulterior, odată cu intensificarea activităţilor antropice din întregul bazin al Mării Negre, cu creşterea utilizării fertilizatorilor, a descărcărilor de ape neepurate, a utilizării de detergenţi cu polifosfaţi etc. regimul nutrienţilor din bazinul Dunării a suferit modificări importante. Între anii 1950-2005, încărcarea cu azot total din bazinul Dunării a crescut de la aproximativ 400 kt/an (în 1950) la 900kt/an (1985-1990) urmată de reducerea până la 760 kt/an (2000-2005). Contribuţia majoră la acest aport o au agricultura şi alte surse difuze. În privinţa fosforului, aportul a fost de o mai mică magnitudine dar a urmat aceeaşi tendinţă: de creştere de la 40 kt/an (1950) la 115 kt/an (la jumătatea anilor ’90) şi apoi de scădere până la 70 kt/an (2000-2005) (BSC, 2008). În acest caz, contribuţia majoră o au aşezările umane cel mai probabil pe seama utilizării detergenţilor pe bază de fosfaţi. În anul 2005, ambele încărcături erau încă de aproximativ 1,5 ori mai mari decât cele specifice anilor ’50 (ICPDR, 2005). Aceste modificări s-au regăsit şi în aportul fluvial de nutrienţi care a crescut semnificativ (Mee, 1999, Cociaşu et al., 2008) conducând la modificări în ecosistemul Nord - Vestic al Mării Negre. Astfel, de la sfârşitul anilor ’60 până la începutul anilor ’90, în special în anii ’80 (ICPDR, 2005) în Marea Neagră au apărut unele evenimente care pot fi considerate catastrofe de mediu, precum dispariţia în numai 10 ani a câmpului de *Phyllophora* din zona nord vestică a Mării Negre (Mee, 1992; Gomoiu, 1992; Gomoiu, 1983). Aportul de nutrienţi crescut a condus la eutrofizare ca urmare a creşterii intensităţii înfloririlor fitoplanctonice şi apariţiei efectelor în cascadă: reducerea transparenţei, lipsa luminii (care conduce la moartea rapidă a fitoplanctonului bentic al cărui rol principal îl reprezintă producerea oxigenului necesar organismelor din habitatul respectiv), descompunerea organismelor moarte şi consumul de oxigen (Gomoiu, 1992). Aşadar, apele din zona de fund au devenit sezonier hipoxice sau chiar anoxice lăsând fără viaţă mii de tone de plante şi animale bentice (ICPDR – ICBS, 1999) transformând regiunea nord vestică a Mării Negre în cea mai mare zonă marină puternic eutrofizată din tot bazinul Mării Mediterana de la Marea Alboran la Marea Azov (Zaitsev citat de Mee, 1999). La începutul anilor ’90, s-a constatat scăderea încărcăturilor de nutrienţi care s-a concretizat în primele semne de recuperare (scăderea numărului de înfloriri fitoplanctonice, îmbunătăţirea regimului bentic al oxigenului, creşterea considerabilă a macrofaunei bentice (Gomoiu, 1992) ale ecosistemului afectat de eutrofizare al Mării Negre. Astfel, în anul 2005, zona Nord Vestică a Mării Negre părea să conţină un ecosistem puternic alterat dar relativ funcţional faţă de anii ’60. Simptomele disfuncţionalităţilor precum incapacitatea sistemului de reciclare a încărcăturii organice mari pe care o receptează/produce în unele zone sau continuarea dominanţei înfloririlor fitoplanctonice monospecifice în alte zone erau încă evidente (BSC, 2007). Conform Analizei de Diagnostic Transfrontalier a Mării Negre (BSC, 2007) apele costiere şi platforma continentală a Mării Negre erau încă predominant eutrofe (bogate în nutrienţi) iar partea centrală era mezotrofă (nivel mediu al nutrienţilor).

Aportul antropic de nutrienţi şi substanţă organică în mediul marin conduce, în general, la creşterea densităţii comunităţilor fitoplanctonice. În acelaşi timp, pot avea loc modificări subtile precum ajustare compoziţiei speciilor la noul raport între azot, fosfor şi siliciu (ICPDR – ICBS, 1999). Succesiunea efectelor eutrofizării, constă în: creşterea intensităţii înfloririlor fitoplanctonice (densitate şi biomasă), consumul de oxigen în fenomenele de descompunere oxidativă a materiei organice rezultate în urma înfloririlor, reducerea transparenţei apei, afectarea întregului lanţ trofic marin, mortalităţile piscicole, precum şi impactul asupra sănătăţii oamenilor şi cel economic.

Evaluarea efectelor îmbogăţirii cu nutrienţi şi substanţă organică a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre s-a efectuat pentru perioada 2006-2011, cu date obţinute din reţeaua de

monitoring alcătuită din 36 de staţii situate de-a lungul litoralului românesc al Mării Negre, între Sulina şi Vama Veche, cu adâncimi până la 50m, ape de suprafaţă.

S-a folosit studiul comparativ al parametrilor din apele marine din dreptul hot spoturilor, staţiile Sulina 10m, Mila 9 5m, Sf.Ghe.5m, Portiţa 5m, Constanţa Nord 5m, Constanţa Sud 5m, Eforie 5m, Mangalia 5m cu celelalte staţii din reţea, situate pe izobatele de 20m, 30m, 50m.

Studiul efectelor priveşte influenţa surselor punctiforme de pe uscat (puncte fierbinţi - Hot Spot) de la litoralul românesc al Mării Negre asupra ecosistemului marin, respectiv (Fig. 3.8-14):

- fluviul Dunărea (cele trei braţe Chilia - Vâlcov, Sulina şi Sf.Gheorghe);
- surse municipale: staţiile de epurare Constanţa Nord, Eforie Sud şi Mangalia;
- surse industriale şi municipale: staţia de epurare Constanţa Sud;
- surse industriale: Rafinăria Petromidia şi Constanţa Port;

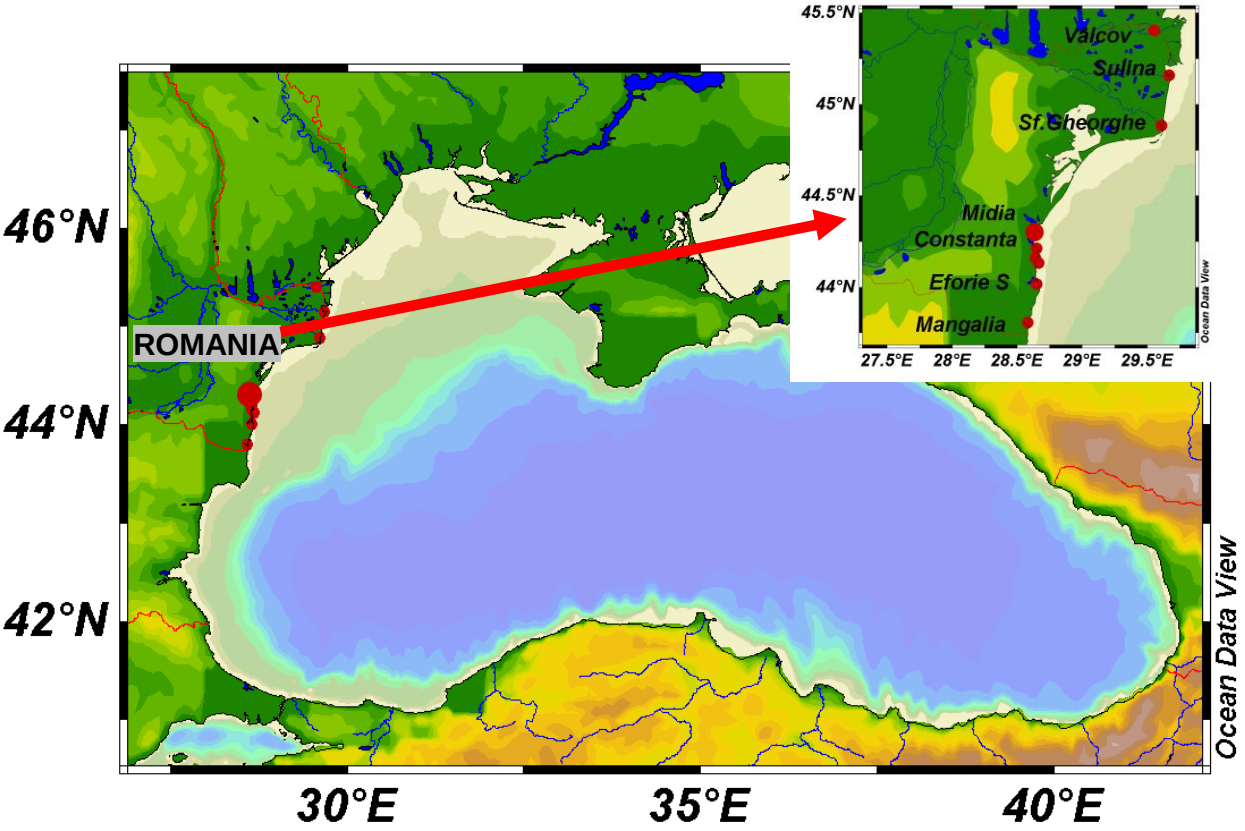


Fig. 3.8-14 Surse de poluare de pe uscat (Hot Spoturi) la litoralul românesc al Mării Negre

Efectele asupra concentraţiilor de nutrienţi

În general, concentraţiile nutrienţilor din apa de mare sunt semnificativ mai ridicate în apropierea surselor majore de poluare de pe uscat (Tabel 3.8-9). Valorile extreme, măsurate în apele din apropierea ţărmului sunt sezoniere, cele mai ridicate vara, şi imprimă un caracter de variabilitate accentuată zonelor respective.

Tabel 3.8-9 Valori statistice generale ale concentraţiilor de fosfor şi azot dizolvat în apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg

	DIP [µM]				DIN [µM]			
	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev. std.	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev. std.
Surse de poluare, N=143	0,01 - 16,50	1,38	0,27	2,92	3,18 - 160,04	27,93	13,76	33,66
Larg, N=517	0,01 - 2,48	0,24	0,18	0,27	1,23 - 91,87	11,68	8,26	10,34

Concentraţiile fosforului anorganic sunt mai ridicate iarna în dreptul Gurilor Dunării. În sezonul cald, din primăvară până în toamnă, concentraţiile devin maxime în dreptul staţiei de epurare Constanţa Sud. Aceste concentraţii nu se mai regăsesc în zona de larg, scăzând de 5-6 ori pe izobatele de 20m şi 30m, unde se remarcă un uşor gradient descrescător dinspre zona de influenţă fluvială către sudul litoralului, mai accentuat vara şi toamna (Fig. 3.8-15).

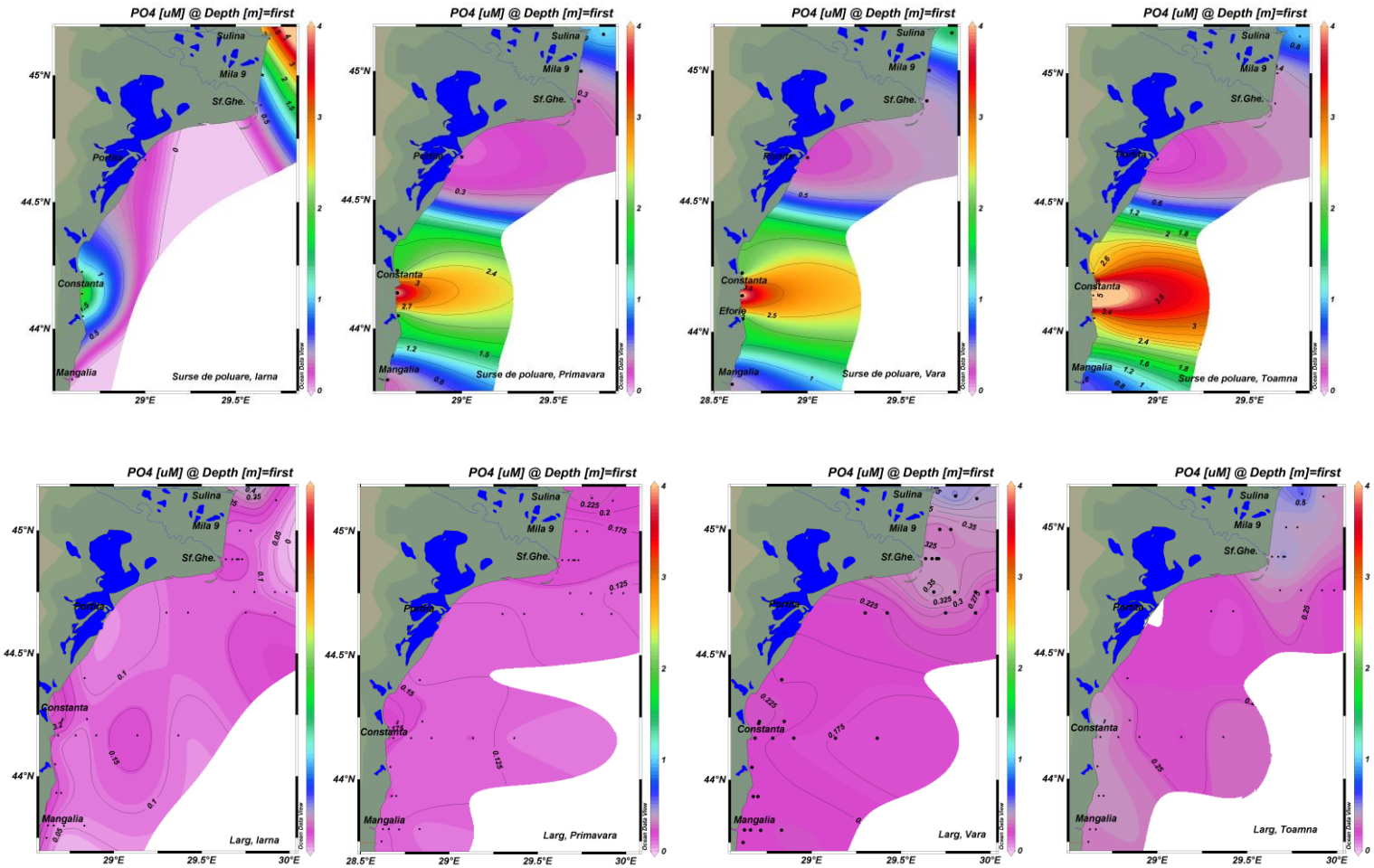


Fig. 3.8-15 Distribuţia spaţio – temporală a concentraţiilor medii ale ortofosfaţilor - litoralul românesc al Mării Negre în apropierea surselor de poluare (sus) şi în larg (jos) – 2006 - 2011

Studiul comparativ al concentraţiilor în apropierea surselor de poluare şi în larg evidenţiază importanţa surselor de poluare în bugetul azotului anorganic. Astfel, concentraţiile cele mai ridicate se înregistrează în dreptul Gurilor Dunării şi al staţiei de epurare Constanţa Sud. Spre deosebire de zona Constanţa, debitul mult mai mare al Dunării îmbogăţeşte chiar şi zona de larg din nordul litoralului care iarna şi primăvara, odată cu creşterea cantităţilor precipitaţiilor, deţine concentraţii maxime (Fig. 3.8-16).

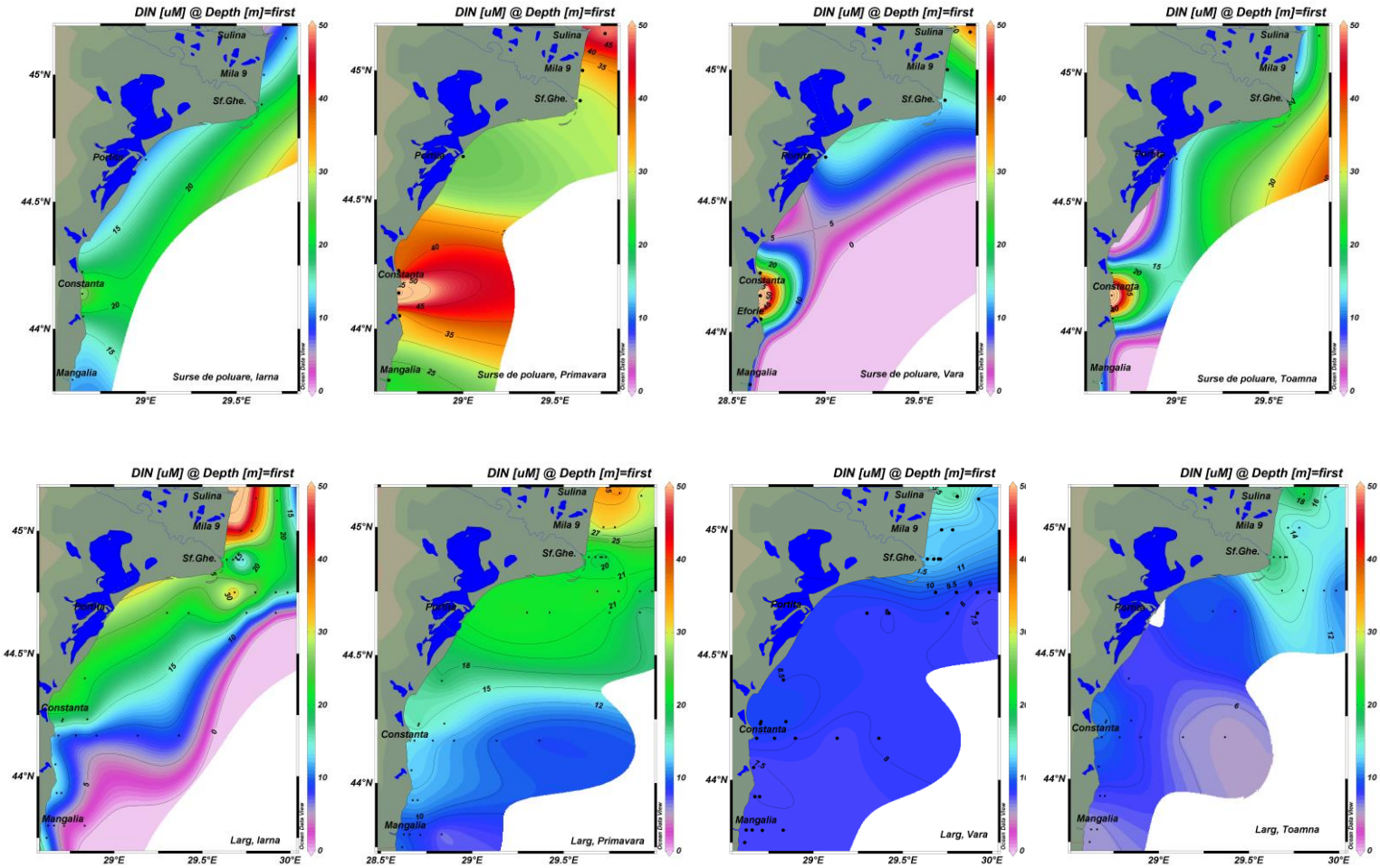


Fig. 3.8-16 Distribuţia spaţio – temporală a concentraţiilor medii ale azotului anorganic - litoralul românesc al Mării Negre în apropierea surselor de poluare (sus) şi în larg (jos) – 2006 - 2011

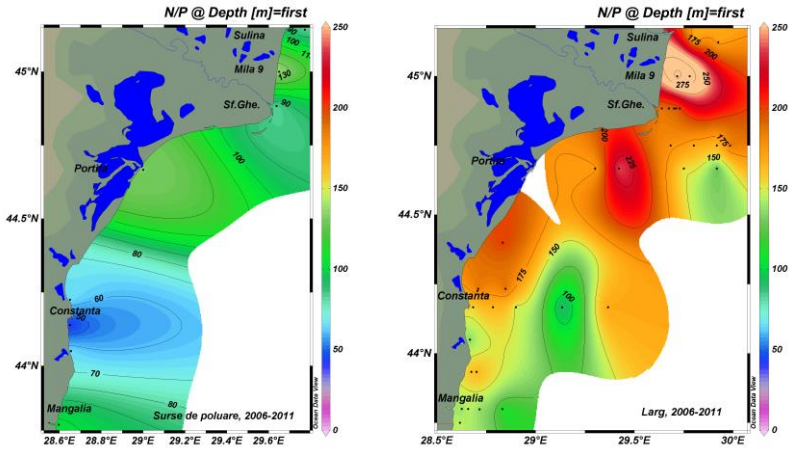


Fig. 3.8-17 Raportul mediu N/P – litoralul românesc al Mării negre în apropierea surselor de poluare (stânga) şi în larg (dreapta) – 2006 - 2011

Concentraţiile mai ridicate ale nutrienţilor în apropierea surselor de poluare de pe uscat asigură sezonier un raport N/P apropiat de valoarea optimă, 16, în zonele respective, care favorizează dezvoltarea comunităţilor fitoplanctonice. Odată cu scăderea concentraţiilor de fosfor anorganic acesta devine limitativ pentru dezvoltarea fitoplanctonului, limitare care creşte odată cu depărtarea de ţărm, respectiv în zona de larg (Fig. 3.8-17).

Efectele asupra comunităţii fitoplanctonice

Fitoplanctonul, prin natura sa vegetală, constituie prima verigă în lanţul de transformări ale materiei din bazinele acvatice. Datorită autotrofiei sale, el este veriga sintetizatoare de substanţă organică, legând prin aceasta mediul mineral de restul vieţuitoarelor ce trăiesc în el (Skolka, 1967). De aceea, este unul din cei mai buni indicatori ai evaluării stării de eutrofizare care dă naştere modificărilor compoziţiei speciilor fitoplanctonice (de ex. din diatomee către dinoflagelate) şi creşterea frecvenţei şi/sau magnitudinii şi/sau duratei înfloririlor fitoplanctonice, (BSC, 2008).

Aportul de nutrienţi din surse de pe uscat se adaugă nivelului de nutrienţi existent în apa mării contribuind la dezvoltarea comunităţilor fitoplanctonice, în special în sezonul cald, odată cu creşterea temperaturii apei. Activitatea biologică şi transportul maselor de apă fac ca propagarea efectului aportului de pe uscat să treacă de izobata de 5m, astfel încât valorile maxime ale densităţii şi biomasei fitoplanctonice se regăsesc mai departe de ţărm, pe izobatele de 20m şi 30m din zona Gurilor Dunării, acolo unde şi concentraţiile nutrienţilor sunt în general mai ridicate. Se întăreşte astfel rolul aportului fluvial din regiunea Nord Vestică a Mării Negre (Dunăre, Nistru, etc.). Singura înflorire de peste 10 milioane cel/l, din perioada 2006-2011, s-a înregistrat în staţia Constanţa Sud (septembrie 2010) şi este dominată în proporţie de 99,8% de către diatomee (Tabel 3.8-10 Tabel 3.8-11).

Tabel 3.8-10 Valori statistice generale ale densităţilor fitoplanctonului din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat – larg

	Densitate [mii cel/l] Surse de poluare, N=73				Densitate [mii cel/l] Larg, N=188			
	Min.– Max.	Media	Mediana	Dev. std	Min.– Max.	Media	Mediana	Dev. std.
Diatomee	14,6-37014,0	1782,0	595,2	4616,0	2,0-39705,2	1526,9	323,5	4153,3
Dinoflagelate	0,0-544,7	42,4	23,3	73,0	0,0-1894,6	71,2	19,8	220,7
Alte grupe	1,0-5643,7	168,0	40,3	660,9	0,22-896,8	65,4	30,0	105,7
Total	32,4-37069,9	1994,2	754,8	4645,5	42,1-39740	1663,5	424,5	4162,9

Tabel 3.8-11 Valori statistice generale ale biomasei fitoplanctonului din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg

	Biomasă [mg/m^3] Surse de poluare, N=73				Biomasă [mg/m^3] Larg, N=188			
	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev. std.	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev.Std.
Diatomee	0,4-16168,0	1535,7	459,4	2731,7	7,6-27265,1	1429,5	382,3	3472,0
Dinoflagelate	0,0-2179,4	365,2	241,8	411,0	0,0-10424,9	510,4	236,7	1024,8
Alte grupe	0,01-383,3	42,0	17,1	68,7	0,01-912,9	32,9	9,3	86,7
Total	19,3-16433,6	1924,8	959,0	2750,7	38,8-27537,8	1883,2	741,0	3402,1

Singura diferenţă semnificativă între cele două zone s-a înregistrat în cazul densităţilor altor grupe (Chrysophyta, Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria), care depăşesc în ariile influenţate antropic, în medie, de 2,6 ori, densităţile din larg. În ambele situaţii valorile cele mai ridicate s-au determinat în apropierea Gurilor Dunării (inclusiv Portiţa) (Fig. 3.8-18).

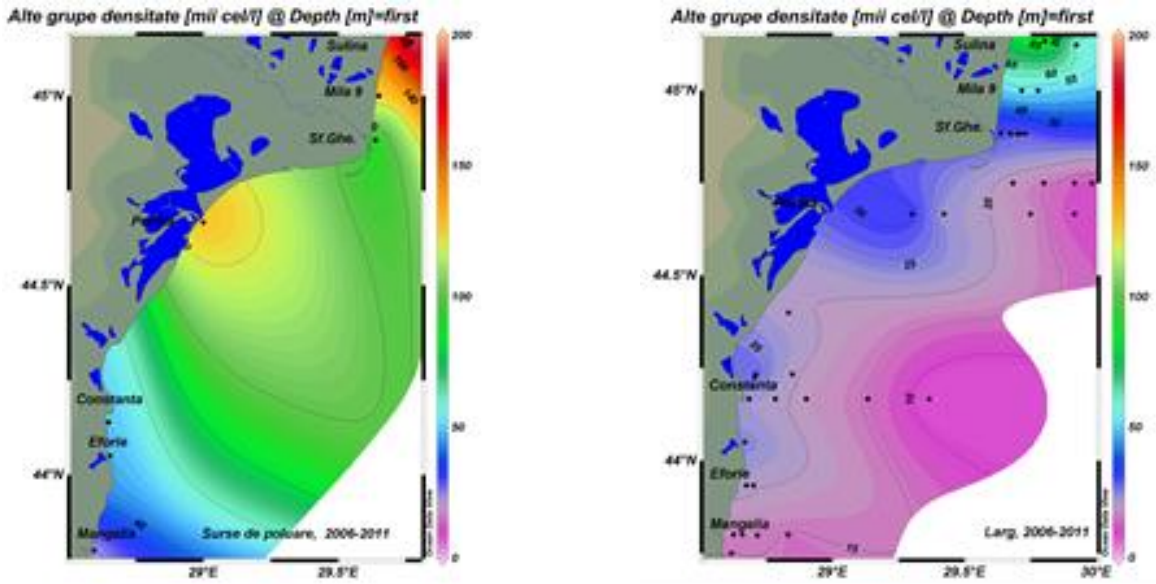


Fig. 3.8-18 Distribuţia spaţială a abundenţei altor grupe fitoplanctonice din apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ, surse de poluare şi larg - 2006 - 2011

Efectele asupra regimului oxigenului dizolvat

Apele de suprafaţă sunt, în general, bine oxigenate datorită schimbului de la interfaţa aer-apă dar şi a producţiei fotosintetice de oxigen (Tabel 3.8-12 Valori statistice generale ale concentraţiilor de oxigen dizolvat (µM şi %) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg).

Tabel 3.8-12 Valori statistice generale ale concentraţiilor de oxigen dizolvat (µM şi %) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre – comparativ surse de poluare de pe uscat - larg

	Oxigen dizolvat [µM]				Oxigen dizolvat [%]			
	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev. std.	Min. – Max.	Media	Mediana	Dev. std.
Surse de poluare, N=143	152,3 – 732,9	329,6	322,0	75,5	72,6 - 220,5	121,4	118,8	25,1
Larg, N=462	214,4 – 672,6	345,0	335,0	68,1	66,2 – 217,3	124,9	122,9	22,0

Fenomen extrem în perioada de studiu, hipoxia se regăseşte exclusiv în sezonul cald şi are caracter episodic, astfel încât la litoralul românesc al Mării Negre nu există zone hipoxice permanente, fenomenul fiind influenţat mai mult de factorii climatici decât de cei biologici.

Concluzii

Descărcările de nutrienţi din surse de poluare de pe uscat generează în apele de la litoralul românesc al Mării Negre efecte sezoniere, în special în sezonul cald când acest aport creşte. Acestea se regăsesc în zonele din imediata apropiere a Gurilor Dunării şi staţiilor de epurare şi constau, în principal, în creşterea intensităţii înfloririlor fitoplanctonice. La litoralul românesc al Mării Negre nu există zone hipoxice permanente, fenomenul fiind influenţat mai mult de factorii climatici decât de cei biologici.

4 Evaluarea Economică şi Socială a utilizării mediului marin

4.1 Introducere

Cerinţele necesare Evaluării Iniţiale a stării mediului marin sunt formulate de Articolul 8 din Cadrul Directivei Cadru privind strategia pentru mediul marin (DCSMM). Articolul 8.1(a) al DCSMM prevede o analiză a stării regiunii marine, în timp ce Articolul 8.1(b) prevede o analiză a presiunilor şi efectelor pe care acestea le au asupra stării mediului marin. Împreună cu evaluarea economică şi socială cerută de Articolul 8.1(c) se poate contura o imagine holistică a mediului marin, ca bază în abordarea ulterioară a implementarii DCSMM.

Evaluarea Iniţială a mediului marin din punct de vedere al analizei economico sociale, în conformitate cu prevederile Ordonantei de Urgentă 71/2010 care transpune Directiva 2008/56/EC privind stabilirea cadrului de acţiune în domeniul marin presupune 2 capitole distincte:

Analiza economică şi socială a utilizării mediului marin;

Costul degradării mediului marin;

Scopul analizei economico sociale este de a estima impactul pe care utilizatorii mediului marin îl au asupra economiei şi vieţii sociale incluzând aici atât impactul pozitiv – beneficiul, (ex. creşterea nivelului de trai), cât şi cel negativ (costuri). Acest impact poate fi financiar (monetar , exemplu pierderi în venituri), mediu (exemplu, pierderi în valorile mediului marin), cât şi social (scăderea nivelului de trai).

Analiza financiară reprezintă parte intregrantă a analizei economice sociale şi redă efectul asupra utilizatorilor/sectoarelor economice care beneficiază de mediul marin. Astfel utilizatorii/sectoarele economice aflaţi în legatură directă/indirectă cu mediul marin sunt analizaţi din punct de vedere al indicatorilor economici relevanţi (Produs Intern Brut, Valoare Adăugată, Producţie).

4.2 Analiza Economică Socială a utilizării mediului marin

4.2.1 Metode de abordare

În conformitate cu Documentul elaborat de grupul de lucru pe Evaluarea Economică şi Socială cadrul Strategiei de Implementare a Directivei Cadru privind Strategia pentru mediul marin, analiza economică şi socială a utilizării mediului marin se poate realiza în 2 moduri:

a. abordare pe baza serviciilor ecosistemelor marine;
b. abordare pe baza analizei indicatorilor economici ai utilizatorilor de ape marine – conturi regionale/naţionale

a. Abordarea pe baza serviciilor ecosistemice marine, presupune:

- Identificarea serviciilor ecosistemelor marine în relaţie cu analiza stării (Art. 8.1a) şi analiza presiunii şi impactului (Art 8.1.b);
- Identificarea şi cuantificarea monetară a valorilor bunăstării sociale asociate serviciilor ecositemelor marine (valori cu sau fără valoare tranzactionată pe piaţă);
- Identificarea factorului de presiune (driver) şi presiunii care afectează serviciile ecosistemelor marine;

Nota: Datorită lipsei până în prezent, la nivel naţional, a studiilor empirice care au vizat evaluarea economică a costurilor/beneficiilor asociate modificărilor în cadrul factorilor de calitate care definesc mediul marin şi a serviciilor cheie asigurate de către ecosistemele marine după modele conceptuale şi analitice integratoare , Evaluarea Economică Socială pentru zona de interes nu se bazează pe acestă abordare.

b. Analiza Indicatorilor economici ai utilizatorilor de ape marine – conturi regionale/naţionale

Această abordare are ca punct de plecare sectoarele economice care folosesc apele marine şi presupune:

- Identificarea şi descrierea regiunii de interes;
- Identificarea şi descrierea sectoarelor economice care utilizează apele marine;
- Identificarea şi, dacă este posibil, cuantificarea beneficiilor economice asociate sectoarelor economice utilizatori ai apelor marine din punct de vedere al indicatorilor economici (ex. VAB, consumul intermediar (de la bunuri cumpărate şi vândute , la alte întreprinderi), valoarea adăugată (profituri), numărul de salariaţi (ocuparea forţei de muncă) şi de compensare a angajaţilor (salarii, etc);
- Identificarea şi pe cât posibil cuantificarea impactului generat de aceste sectoare (exemplu cuantificarea emisiilor de nutrienţi).

Nota: Evaluarea Economică Socială va avea la bază această abordare.

4.2.2 Analiza financiară a utilizării de ape marine

În comparaţie cu abordarea pe baza serviciilor ecosistemice, analiza financiară a utilizării apei oferă o imagine a utilizării în mod direct a mediului marin (spre exemplu navigaţie) precum şi a presiunilor directe asupra mediului marin (spre exemplu evacuări de ape uzate epurate).

4.2.2.1 Identificarea şi descrierea regiunii de interes. Delimitarea administrativă. Context Economic si Social

Din punct de vedere al Evaluării Analizei Economice şi Sociale zona de interes luată în calcul, prin prisma activităţilor economice cu impact direct asupra mediului marin cuprinde: Spaţiul Hidrografic Dobrogea, zona costieră şi zona marină.

Indicatorii macroeconomici aferenţi vor fi analizaţi în context regional şi naţional, având în vedere ponderea importantă a sectoarelor economice – turism, transport maritim mărfuri, pescuit maritim în cadrul economiei naţionale dar şi în contextul Regiunii de Dezvoltare Sud Est care include aceste sectoare, având în vedere Strategia de Dezvoltare a acestei Regiuni de Dezvoltare.

Din punct de vedere administrativ (Tabel 4.2-1), spaţiul Hidrografic Dobrogea acoperă integral judeţul Constanţa, aproape integral judeţul Tulcea şi o mică porţiune din judeţul Brăila (Insula Mare a Brailei). Judeţele Constanţa şi Tulcea sunt judeţele limitrofe Mării Negre. Suprafaţa aferentă acestui spaţiu este de 11.809 km2.

Judeţele Constanţa şi Tulcea se incadrează în Regiunea de Dezvoltare Sud Est, a 2- a regiune ca marime din cele 8 ale României, cu o suprafata de 35.762 km² ce reprezintă 15 % din suprafaţa totală a ţării.

Regiunea de Dezvoltare Sud Est cu un PIB de 11,3% (2008) din economia României se situează pe locul 6. La nivel de PIB/ locuitor , acesta se situează sub media naţională. La nivelul productivităţii muncii Regiunea de Dezvoltare Sud Est se situează la nivelul mediu faţă de valorile înregistrate la nivelul ţării, cu valorile mai ridicate în judeţul Constanţa.

O analiză comparativă din punct de vedere al indicatorului Produs Intern Brut/Valoare Adăugată Brută, la nivelul anului 2009, arată că judeţul Constanţa, parte integrantă a zonei de interes deţine un PIB/locuitor peste media aferentă Regiunii de Dezvoltare Sud Est şi a celei naţionale, aceasta datorându-se în mod semnificativ aportului de servicii din sfera activităţii de turism litoral, precum şi activităţilor portuare din Portul Constanţa (Fig. 4.2-1).

Din punct de vedere al Valorii Adăugate Brute, Spaţiul Hidrografic Dobrogea şi zona costieră, reprezentată de judeţele Constanţa şi Tulcea, reprezintă circa 43 % din Valorea Adăugată Brută înregistrată la nivelul Regiunii de dezvoltare Sud Est, relevând astfel ponderea importantă a acestor 2 judeţe sfera economică a acestei regiuni, reprezentată de 6 judete (Brăila, Constanţa, Tulcea, Galaţi, Buzău, Vrancea).

Specificul Regiunii Sud - Est îl reprezintă disparităţile dintre nodurile de concentrare a activităţilor industriale şi terţiare (Brăila - Galaţi; Constanţa - Năvodari), centrele industriale complexe izolate (Buzău, Focşani), areale cu specific turistic (litoralul şi Delta Dunării) şi întinsele zone cu suprafeţe de culturi agricole şi viticole.

Regiunii Sud Est îi este caracteristică discontinuitatea în teritoriu a activităţilor industriale şi îmbinarea cu activităţi terţiare (comerţ, servicii, turism) şi agricole.

Tabel 4.2-1 Caracteristicile administrative şi demografice ale Spaţiului Hidrografic Dobrogea

Nr.Crt	Judeţ	Suprafaţa (km^2)	Populaţie 2008	Populaţie 2009	Populaţie 2010
1	**Constanţa**	**7.071**	**718.330**	**722.360**	**723.796**
2	**Tulcea**	**3.742**	**235.641**	**247.444**	**245.899**
3	**Brăila**	**996**	**4.895**	**5.000**	**5.000**
4	**TOTAL**	**11809**	**958.866**	**974.884**	**974.965**

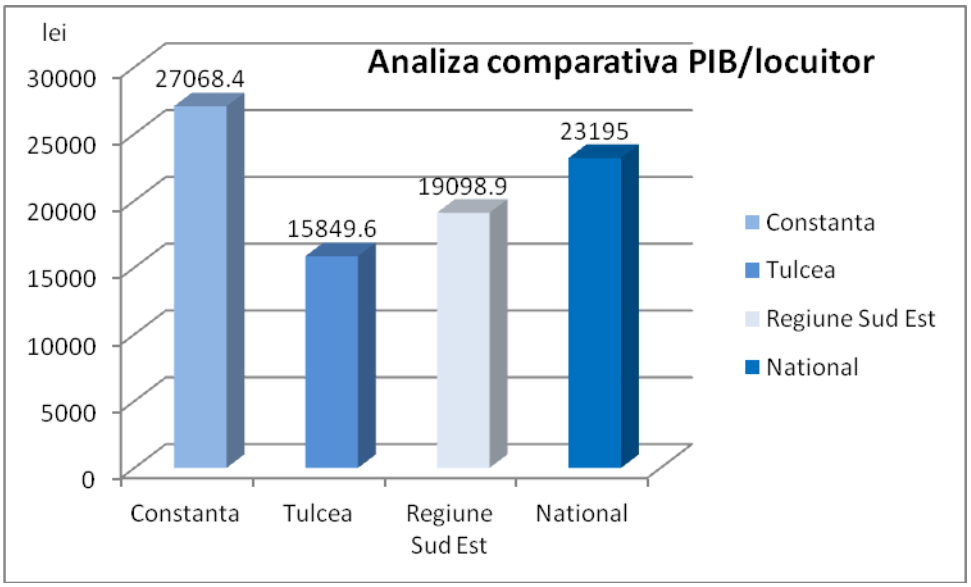


Fig. 4.2-1 ***Analiza comparativă PIB la nivelul Spţiului Hidrografic Dobrogea -Regiunea Sud Est-Naţional***

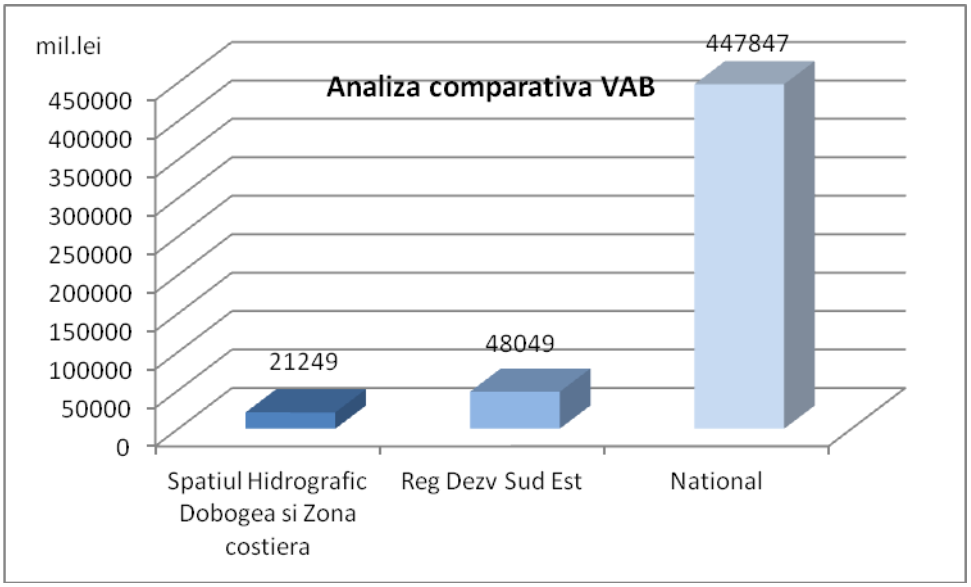


Fig. 4.2-2*Analiza comparatiă a VAB la nivelul Spaţiului Hidrografic Dobrogea Regiunea Sud Est-Naţional*

4.2.2.2 Identificarea şi descrierea activităţilor economice care utilizează apele marine

La nivelul zonei de interes au fost identificate următoarele activităţi economice, utilizatori ai mediului marin, cu acţiune directă asupra acestuia (Tabel 4.2-2, *Activităţi economice cu actiune directă asupra mediului marin)* pentru care se regăsesc date economice. Identificarea activităţilor economice a avut în vedere Anexa 3, Tabel 2 – Presiuni şi Impact din cadrul Directivei Cadru privind strategia pentru mediul marin (DCSMM)

Tabel 4.2-2 Activităţi economice cu acţiune directă asupra mediului marin

Presiune	Activitate economică	Subactivităţi/utizare ape marine
Perturbări biologice	Pescuit	Capturi resurse vii Peşti/Moluşte
Daune fizice	Construcţii structuri antropice (inclusive în faza de construcţie)	Apărări de coastă&protecţia împotriva inundaţiilor)
		Operaţiuni portuare
		Amplasarea şi operarea structurilor de larg (altele decât producătoare de energie)
		Extracţii ţiţei/gaze naturale
Alte perturbări fizice	Transport	Transport maritim
		Deşeuri marine
	Turism	Turism şi recreaţie, inclusiv navigaţie recreativă, îmbăiere
	Construcţii navale	
Îmbogăţirea cu nutrienţi şi substanţe organice	Aglomerări umane//Industrie/Agricultură	Evacuări ape uzate de la industrie /emisii
		Evacuări ape uzate de la municipalităţi
		Evacuare nutrienţi Dunăre (în relaţie cu bazinul Dunării)
Contaminarea cu substanţe periculoase	Industrie	Evacuare substanţe periculoase Dunăre (în relaţie cu bazinul

		Dunării).

În continuare , activităţile economice care utilizează mediul marin vor fi analizate prin prisma indicatorilor economici aferenţi conturilor naţionale (Valoare Adăugată Brută, Produs Intern Brut) în scopul evaluării valorii utilizabile a acestora.

Astfel, Valoarea Adăugată Brută (VAB) va reprezenta câştigul net exprimat în termenii contribuţiei unui anume sector economic la Produsul Intern Brut Regional şi/sau Naţional. În cazul în care nu a fost posibilă identificarea VAB sunt utilizaţi alţi indicatori economici cu valori de piaţă (exemplu : valoare producţie; venituri; cifra de afaceri).

2.1.1.1. Activitatea Economică – Pescuit

Activitatea economică de pescuit maritim se supune prevederilor Ordonanţei de Urgenţă nr 23/5.03.2008 privind pescuitul şi acvacultura, precum şi Programului Operaţional pentru Pescuit (POP) al României, elaborat de către Agenţia Naţională pentru Pescuit şi Acvacultură, în conformitate cu articolul 17(3) din Regulamentul Consiliului (CE) nr. 1198/2006 din 27 iulie 2006 privind Fondul European pentru Pescuit. Punctul de plecare în elaborarea POP, l-a reprezentat Planul Naţional Strategic, pentru perioada 2007-2013, elaborat în conformitate cu Politica Comună de Pescuit şi politica de guvernare a României pentru dezvoltarea sectorului. Fondul European pentru Pescuit contribuie sub mai multe aspecte la implementarea Politicii Comune de Pescuit în România şi a unei strategii specifice care a fost dezvoltată având ca punct de plecare strategia propusă de Planul Naţional Strategic.

Cantităţi capturate

Evoluţia capturilor începând cu anul 2005 este redată în Fig. 4.2-3 – Evoluţia Capturilor de peşte (Sursa INCDM/FAOSTAT).

Se constată o diminuare majoră a capturilor de peşte din Marea Neagră , astfel la nivelul anului 2010 înregistrându-se o diminuare cu circa 85% faţă de capturile înregistrate la nivelul anului 2005. O usoară revigorare se constată în anul 2011, când cantităţile de capturi au ajuns la cca 338 tone (o creştere cu circa 31% faţă de cantitatea capturată la nivelul anului 2010).

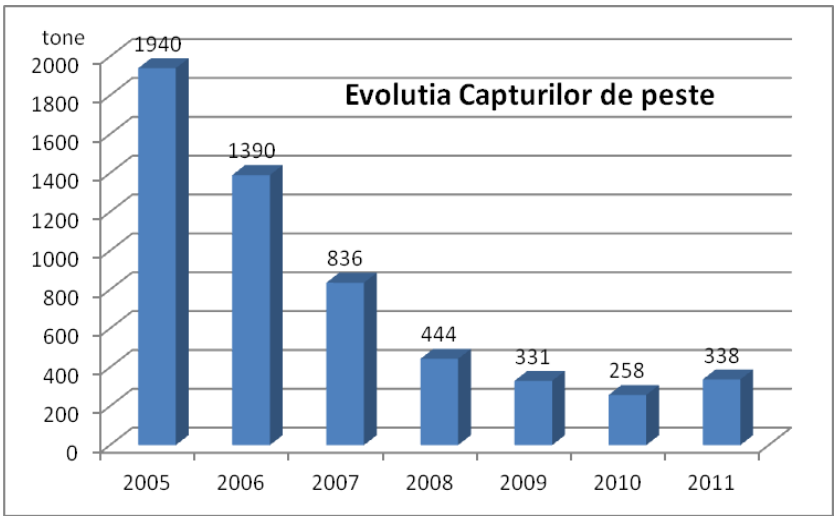


Fig. 4.2-3 Evoluţia Capturilor de peşte -

Legat de capturile de moluşte , în condiţiile specifice zonei costiere româneşti, s-au delimitat 4 zone marine pentru creşterea şi exploatarea moluştelor aprobate prin OM nr. 1950/2007/38/2008 şi pentru care se aplică Normele tehnice privind calitatea apelor pentru moluşte (aprobate prin Hotărârea Guvernului nr. 201/2002).

Cantităţile de moluşte capturate sunt înregistrate exclusiv la nivelul anului 2011, reprezentând cca 218 tone.

Contribuţia în cadrul economiei regionale/naţionale

Contribuţia activităţii economice de pescuit maritim în cadrul Valorii Adăugate Brute aferentă macrosectorului economic agricultură, silvicultură, pescuit înregistrată la nivelul Regiunii de Dezvoltare Sud Est a înregistrat o regresie începând cu anul 2004, datorată scăderii cantităţilor de capturi.

Valoarea economică asociată capturilor de peşte din Marea Neagră (valoarea de producţie), reprezintă circa 2,33 milioane lei la nivelul anului 2011 şi cca 2,27 lei la nivelul anului 2009. Evaluarea economică a ţinut cont de preţul per tip specie din cadrul Raportului privind Preţul Peştelui la nivel European (European Fish Price Report – Globe Fish - http://www.globefish.org/upl/Publications/files/EPR-04-2010.pdf), precum şi de preţurile cu amănuntul pe piaţa românească pentru anumite specii (exemplu stavrid, scrumbie…).care nu s-au regăsit în cadrul Raportului mai sus menţionat. Contribuţia activităţii de pescuit maritim în cadrul Valorii Adăugate Brute aferentă agriculturii, silviculturii înregistrată la nivelul judeţului Constanţa este puţin semnificativă, reprezentând circa 0,23 %.

4.2.2.3 Activitate economică: Transport maritim

Transportul Maritim în România este reglementat prin prevederile Ordonanţei de Urgenţă 42/1997, completată cu Ordonanţa de Urgenţă 74/2006, Legii 55/2002, pentru aprobarea Ordonanţei Guvernului nr. 79/2000 privind regimul navigaţiei pe Canalul Dunăre - Marea Neagră şi Canalul Poarta Albă - Midia – Năvodari, a Legii 231 din 2004, privind instituirea regimului special pentru activitatea de transport maritim internaţional.

Datele privind statistica transportului portuar maritim de mărfuri şi pasageri şi a transportului portuar de mărfuri pe căi navigabile interioare se pot regăsi în cadrul **Raportului Institutului Naţional de Statistică privind Transportul portuar de mărfuri** .

Datele cuprinse în acest raport au fost furnizate de către autorităţile porturilor studiate statistic, pentru fiecare port din subordine şi navă operată în porturile respective. Poliţia de Frontieră Română furnizează datele statistice privind îmbarcările şi debarcările de pasageri pentru fiecare navă maritimă intrată, respectiv ieşită din porturi.

Transportul portuar maritim de mărfuri şi pasageri prezintă operaţiunile de încărcare şi descărcare de mărfuri pe/de pe nave care întreprind călătorii integral sau parţial pe mare.

Nota: Studiul realizat de Institutul Naţional de Statistică exclude din cercetare activitatea navelor de pescuit şi a celor care procesează peşte, a navelor de foraj şi explorare, a remorcherelor şi împingătoarelor, a navelor de cercetare şi supraveghere, a dragelor şi a navelor utilizate exclusiv în scopuri necomerciale.

Porturile de la Marea Neagră prin care se desfăşoară traficul de mărfuri sunt : Constanţa, Midia, Mangalia, Sulina.

Cantităţile de mărfuri (mii tone) încărcate şi descarcate în porturile de la Marea Neagră la nivelul anilor 2009 - 2010 sunt prezentate în Fig. 4.2-4, Fig. 4.2-5 (Sursa INSSE).

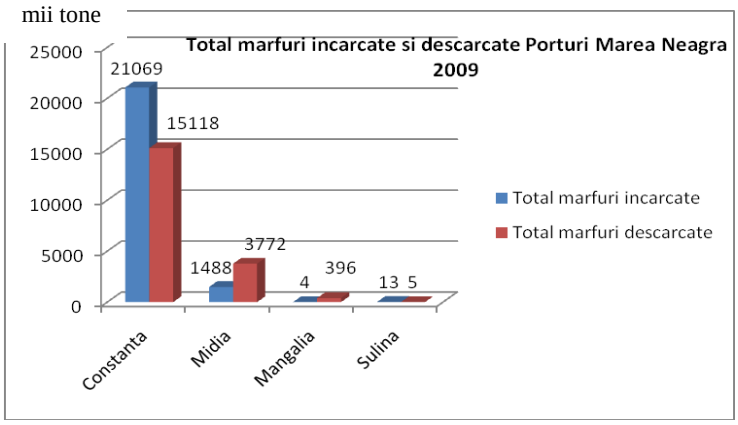


Fig. 4.2-4 Mărfuri încărcate şi descărcate - porturi Marea Neagră -2009

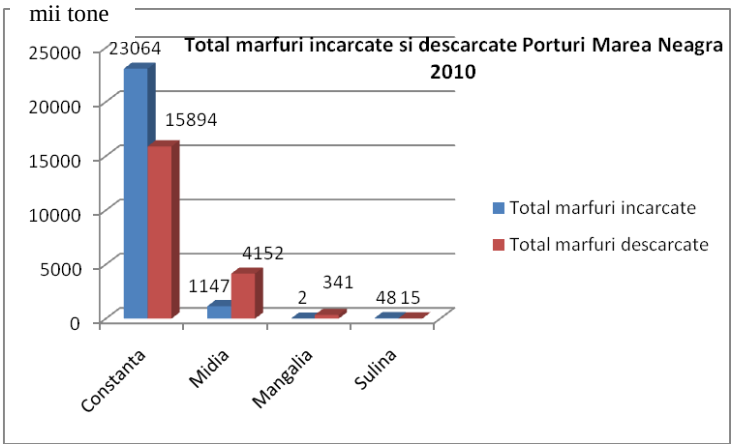


Fig. 4.2-5 Mărfuri încărcate şi descărcate - porturi Marea Neagră -2010

Se constată o usoară tendinţă de creştere în ceea ce priveşte cantitatea de mărfuri încărcată (cca 7,5 %) şi descărcată (cca 5,7%) la nivelul porturilor la Marea Neagră faţă de anul 2009.

Raportat la cantitatea de mărfuri transportată, ponderea transportului maritim în planul tuturor formelor de transport la nivelul României în anul 2010 a reprezentat circa 12,5 %, în creştere faţă de anul 2009 (cca 8,7%) . La nivelul României principala formă de transport o reprezintă transportul rutier, în proporţie de circa 71%.

Ponderea transportului maritim în planul tuturor formelor de transport este redată in Fig. 4.2-6, 7 (Sursa INSSE)

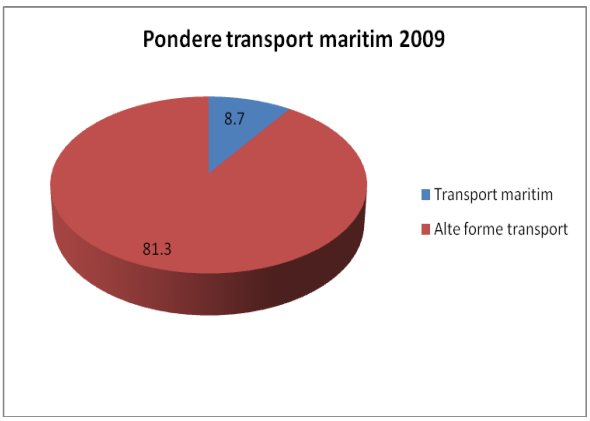


Fig. 4.2-6 ***Pondere transport 2009***

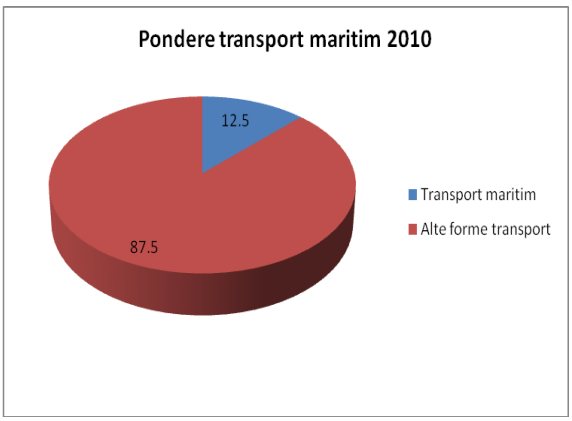


Fig. 4.2-7 ***Ponderea transport 2010***

Construcţii navale

România deţine 3 şantiere navale maritime (Constanţa, Mangalia, Năvodari), dintre care cel mai important este şantierul naval Mangalia.

Compania Daewoo-Mangalia Heavy Industries, reprezintă cea mai importantă unitate de construcţii nave, conversii şi reparaţii nave de la Marea Neagră.
Capacitatea de producţie a şantierului este de până la opt nave pe an pentru operatorii de transport în vrac de 180.000 tdw şi / sau container de 11.000 TEU (Sursa DHMI Daewoo, Mangalia Industries - http://www.dmhi.ct.ro/)

Şantierul Naval Constanţa SA furnizează servicii pentru construcţia şi reparaţia navelor de până la 200.000 tdw, având peste 4 milioane tdw livrate în decursul anilor de activitate (http://www.snc.ro/) .

Şantierul naval Năvodari este un şantier naval gândit ca un ansamblu industrial împreună cu Rafinăria Petromidia şi Canalul Dunăre-Marea Neagră.

Contribuţia în cadrul economiei regionale/naţionale

La nivelul tuturor şantierelor navale din România, incluzând aici şi şantierele navale fluviale de pe cursul interior al Dunării , valoarea producţiei industriale înregistrează un uşor regres faţă de anul 2008 (anul cu cea mai mare valoare a producţiei de nave), de circa 12,3%. Valorile producţiei industriale pentru construcţiile de nave şi structuri plutitoare înregistrate de Institutul Naţional de Statistică sunt prezentate în Fig. 4.2-8.

Fig. 4.2-8 Valoarea producţiei industriale pentru construcţii de nave şi structuri plutitoare

4.2.2.4 Activitate economică - Turism

Turismul pe litoralul Mării Negre reprezintă cea mai importantă formă de turism la nivelul acestei ramuri economice. Cordonul litoral românesc are o lungime de 70 km, la nivelul acestuia regăsindu-se un numar de 14 staţiuni turistice, cea mai importantă fiind staţiunea Mamaia situată la nordul cordonului litoral.

Datele statistice privind capacitatea şi activitatea de cazare turistică provin din rapoarte de cercetare statistică efectuate de INSSE (Institutul Naţional de Statistică), completate de persoanele juridice şi fizice care au în proprietate sau administrează structuri de primire turistică

cu funcţiuni de cazare turistică. La nivelul agenţiilor de turism privind acţiunile turistice organizate, datele provin din cercetari statistice completate de agenţiile de turism.

Pentru turismul internaţional datele sunt furnizate de Ministerul Administraţiilor şi Internelor.

Rapoartele detaliate aferente activităţii de turism , incluzând aici şi zona litorală se regaseşte la link-ul: http://www.insse.ro/cms/rw/pages/turism_rom.ro.do .

Numărul de înnoptări în structurile de cazare din judeţul Constanţa , judeţ care deţine totalitatea unităţilor de cazare din zona litorală a înregistrat o scădere semnificativă faţa de anul 2007, astfel numai la nivelul hotelurilor acestea au scăzut de la 4.039.479 în anul 2007 la 2.952.844 în anul 2011, cca 27%. Pentru celelate unităţi de cazare, tendinţa este fluctuantă, aceasta înregistrând o creştere în anul 2011 faţă de anul 2010 cu cca 21%, dar şi o scădere în anul 2010 faţă de anul 2009 cu cca 24%.În Fig. 4.2-9, se prezintă evoluţia înnoptărilor în structuri hoteliere (2006-2011), iar în Fig. 4.2-10- evoluţia înnoptărilor în celelalte unităţi de cazare (2009-2011) în judeţul Constanţa.

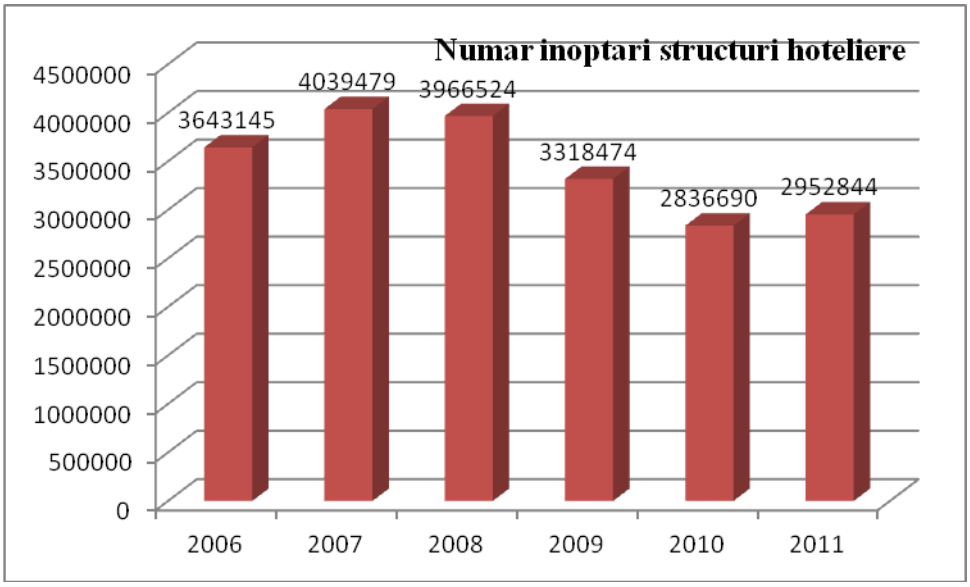


Fig. 4.2-9 Evoluţia înnoptărilor în structuri hoteliere

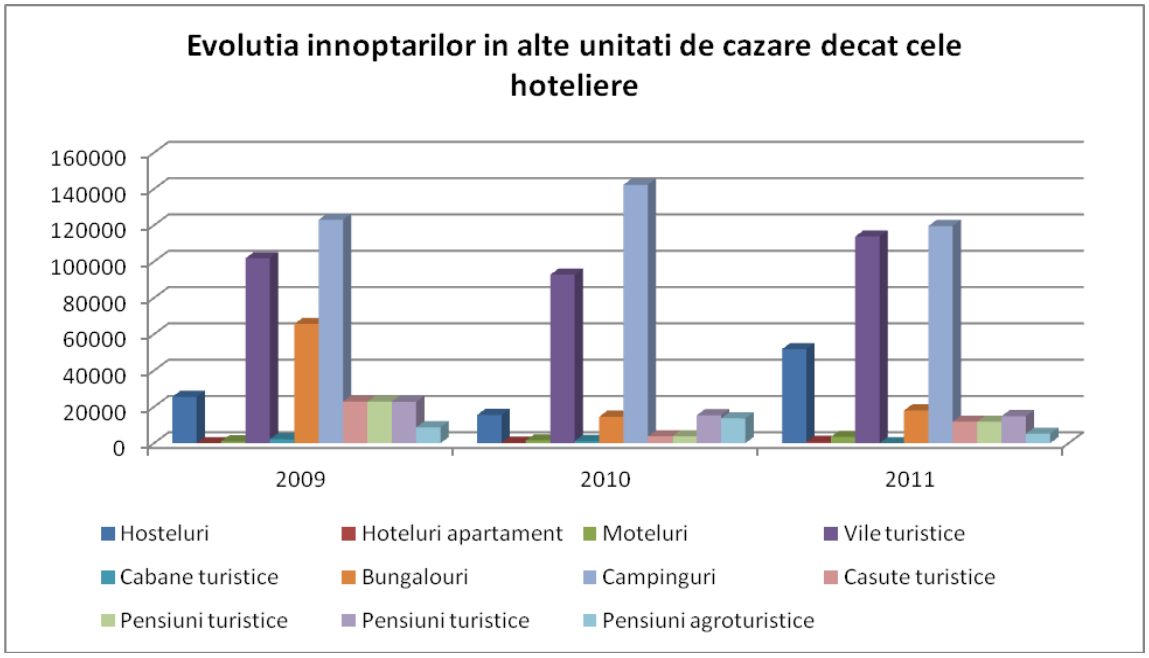


Fig. 4.2-10 Evoluţia înnoptărilor în alte unităţi de cazare decât cele hoteliere

Ponderea turismului în zona litorală raportată la turismul naţional (Fig. 4.2-11) , reprezentată prin numărul de înnoptări în toate unitaţile de cazare, s-a menţinut relativ constantă până la nivelul anului 2009 (cca 21,6%), înregistrând ulterior o descreştere (cca 18,69%).

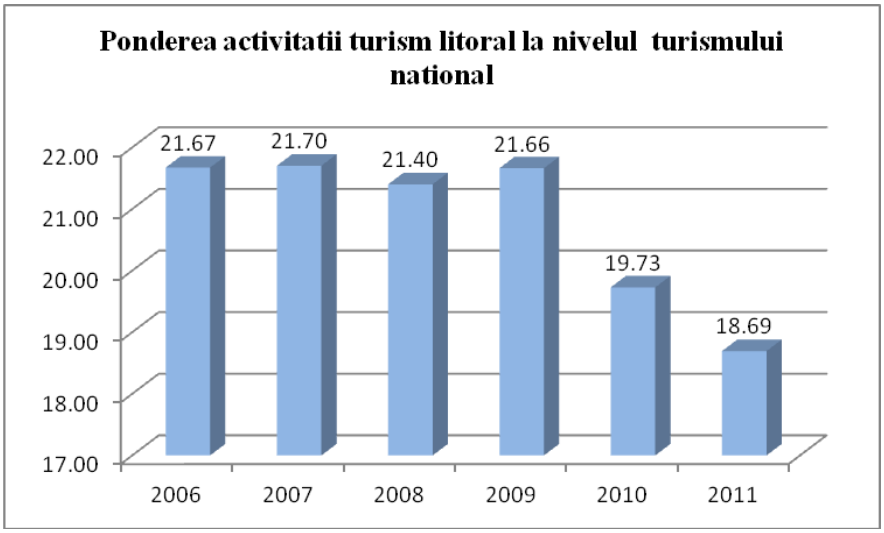


Fig. 4.2-11 Ponderea activităţii de turism litoral la nivelul turismului naţional

Contribuţia în cadrul economiei regionale/naţionale

Potrivit Ministerului Dezvoltării Regionale şi Turismului, în 2009, ponderea în PIB a turismului, contribuţia directă, a fost de 2,1%. Luând în considerare contribuţia totală a domeniului în PIB, aceasta a fost de 5,7% în 2009. Ţinând cont de faptul că turismul litoral reprezintă cca 21,6 % raportat la întreaga activitate de turism înregistrată la nivel naţional se poate estima contribuţia activităţii de turism litoral în cadrul PIB -naţional ca fiind de cca 1,23 %.

Forta de munca Turism

Legat de numarul de angajari in cadrul activitatii de turism litoral, acesta a fost asimilat cu numarul populatiei civile angajate in cadrul hotelurilor si restaurantelor la nivelul judetului Constanta care detine in totalitate hotelurile si restaurantele din zona litorala, datele fiind furnizate de Oficiul Judetean de Statistica Constanta. Situatia acesora se prezinta in graficul de mai jos (Fig. 4.2-12)

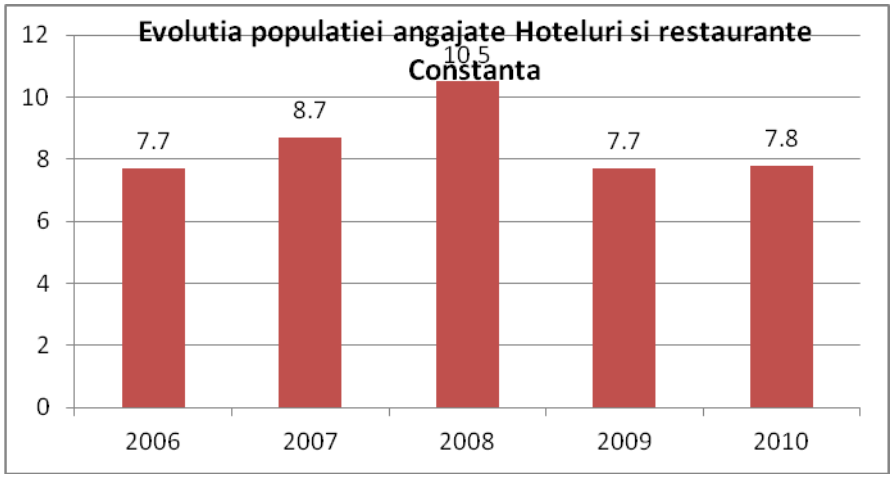


Fig. 4.2-12 Evolutia populatiei angajate in hoteluri si restaurant din Constanta

Astfel se constata o evolutie relativa constanta a populatiei angajate in industria hoteliera si restaurante la nivelul judetului Constanta, cu un plus in 2008 – an considerat maxim ca dezvoltare economica.

4.2.2.5 Activităţi economice de uscat. Activităţi economice în relaţie cu Districtul Hidrografic al Dunării

Fluviul Dunărea este colectorul şi emisarul către Marea Neagră a tuturor evacuărilor/emisiilor de poluanţi din ţările riverane, afectând calitatea apelor Dunării şi Deltei sale, dar şi zona costieră a Mării Negre. Astfel, starea calităţii apelor costiere şi marine româneşti este determinată, în principal, de Fluviul Dunărea care transportă cantitaţi importante de poluanţi care provin din tot bazinul Dunării, sursele semnificative de poluare locale situate pe ţărmul românesc al Mării Negre şi sursele situate pe ţărmul ucrainean al Mării Negre (consecinţă a direcţiei predominante N-S a curenţilor marini).

Districtul Hidrografic International al Dunării este caracterizat nu numai de mărimea şi de numărul mare de state dar şi de diversitatea peisagistică şi de diferenţele socio-economice majore dintre ţările din amonte şi cele din aval. Prosperitatea ţărilor din zona de amonte este mai mare decât a celor din aval. Situaţia lor economică afectează aspectele legate de managementul apei, ca de exemplu, dezvoltarea tehnologică şi standardele în tratamentul apelor uzate ca şi efectele negative asupra calităţii apei din corpurile de apă ale BHD datorită diverselor presiuni şi factori.

Din punct de vedere al gospodăririi apelor, la nivelul Districtului Hidrografic International al Dunării au fost identificate 4 probleme semnificative de gospodărire care afectează direct sau indirect starea apelor de suprafaţă şi subterane. Acestea sunt: poluări cu subtanţe organice, poluarea cu nutrienţi, poluarea cu substanţe periculoase, alterări hidromorfologice.

Analiza la nivelul întregului District al Dunării arată o creştere a numărului corpurilor de apă aflate la risc din punct de vedere al emisiilor de substanţe organice, din amonte în aval , cauza principală fiind epurarea insuficientă, inadecvată sau inexistentă în partea centrală şi de sud a bazinului Dunării. La nivelul bazinului Dunării au fost înregistrate un numar de 6224 aglomerări >2000 locuitori echivalenţi (l.e). Din acestea, 4969 aglomerări (21 milioane l.e) sunt în clasa 2000-10.000 l.e. şi 1255 aglomerări (73,6 miliane l.e) sunt peste 10.000 l.e. Referitor la aglomerările > 2000 l.e. există un număr semnificativ care nu sunt conectate la reţeaua de canalizare sau staţii de epurare. Un număr de cca 2900 aglomerări nu deţine infrastructura de colectare şi epurare a apelor uzate.

Referitor la poluarea organică din industrie, în ultimii 20 ani în partea centrală şi inferioară a bazinului Dunării s-a înregistrat o închidere a multor unităţi industriale mari poluatoare, contribuind astfel la scăderea poluării cu substanţe organice. Aşa cum este menţionat în Planul de Management al Bazinului Dunării, la nivelul anului 2004/2005 au fost identificate un numar de 173 unităţi industriale şi alimentare, surse de poluare organice ce evacuează direct şi 189 unităţi care evacueaza indirect prin reţele de canalizare (conform EPER). Principalale tipuri de industrii poluatoare cu substanţe organice sunt cele chimice, celuloză şi hârtie.

Capitolul 6- Analiza Economică din cadrul Planului de Management al Districtului Hidrografic al Dunării (link http://www.icpdr.org/icpdr-pages/river_basin_management.htm), prezintă rata de conectare la reţeaua de canalizare şi staţii de epurare la nivelul anului 2006 pentru aglomerările umane din ţările dunărene (Fig. 4.2-13- Rata de conectare, alimentare cu apă, canalizare şi epurare).

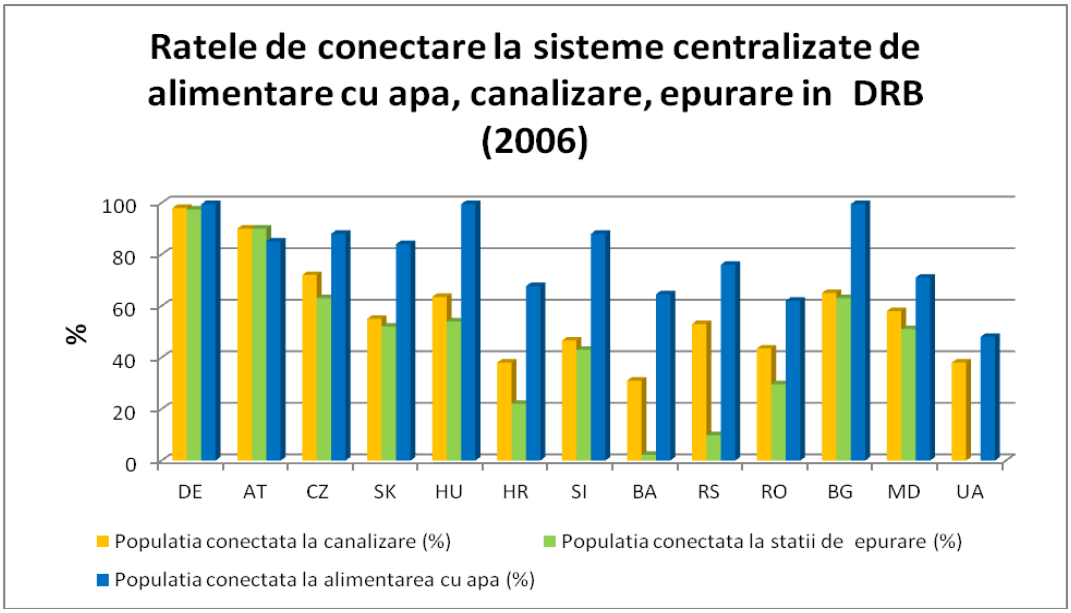


Fig. 4.2-13 ***Rata de conectare alimentare cu apă, canalizare şi epurare***

În ceea ce priveşte poluarea cu nutrienţi, situaţia este similară poluării cu substanţe organice, analiza la nivelul Districtului Dunării relevând o creştere din amonte în aval a corpurilor de apă aflate la risc din punct de vedere al poluării cu nutrient şi eutrofizării. Aşa cum este menţionat în Planul de Management al Districtului Hidrografic al Duăarii emisiile de N si P cotribuie la procesul de eutrofizare al Mării Negre. Pentru perioada 1998-2005, fluviul Dunărea ca principalul afluent al Mării Negre a fost estimată o cantitate medie de 35.000 tone de P şi cca 400.000 tone N anorganic per an. Sursele de poluare sunt reprezentate de aglomerările umane, industrie şi agricutură.

Global, încărcările cu nutrienţi au scăzut semnificativ în ultimii 20 ani, dar cu toate acestea se menţin peste nivelul înregistrat în anii 60, dar superior celor înregistrate în anii 80. Situaţia se datorează în principal schimbărilor economice din partea centrală şi inferioară a bazinului Dunării, ca rezultat al închiderii principalelor unităţi industriale care evacuează nutrienţi, scăderii semnificative a aplicării de fertilizanţi, închiderii fermelor zootehnice mari (ca sursă de poluare punctiformă).

În plus, aplicarea mecanismelor economice în domeniul managementul apei (exemplu poluatorul plateşte) contribuie în mod semnificativ la această tendinţă de scădere. Din punct de vedere al unităţilor industriale poluatoare cu nutrienţi acestea sunt reprezentate de industria alimentară, celuloză şi hârtie şi chimică.

Poluarea cu substanţe periculoase are un aspect predominant în partea centrală şi inferioară a bazinului Dunării. Ca surse de poluare industrială se menţionează industria manufacturieră, responsabilă pentru încărcările semnificative de substanţe periculoase. O altă sursă importantă a poluării cu substanţe periculoase o reprezintă pesticidele utilizate în agricultură. Comparativ cu ţările din partea superioară a bazinului Dunării, nivelul pesticidelor utilizate în partea centrală şi inferioară a bazinului Dunării este relativ scăzut. Astfel , conform FAOSTAT în statele Europei Centrale şi de Est, nivelul pesticidelor a scăzut cu circa 40% faţă de 1990., în comparaţie cu o scădere foarte uşoară în statele UE.

În prezent starea calităţii apelor costiere româneşti s-a îmbunătăţit datorită reducerii după anul 1990 a activitaţilor economice din ţările centrale şi est-europene din bazinul Dunării şi modernizării staţiilor de epurare ale aglomerărilor umane şi unităţilor industriale din Statele Membre ale UE, precum si aplicarii mecanimelor economice în domeniul managementului apei, respectiv poluatorul plăteşte, însă ecosistemele nu au atins situaţia similară cu cea observată în anii "60, considerată a fi de referinţă.

Implementarea măsurilor aferente scenariului de bază pentru atingerea obiectivelor vis a vis de Marea Neagră are la bază faptul că teritoriul României (inclusiv apele costiere) a fost desemnat ca zonă sensibilă în relaţie cu Directiva 91/271/EEC privind epurarea apelor uzate urbane în scopul protejării Mării Negre împotriva eutrofizării. În consecinţă, întreg Bazinul Hidrografic al Dunării este luat în calcul în acest proces, în conformitate cu Articolul 5(8) si 5(2,3) ale Directivei 91/271/EEC.

Aglomerări umane, Industrie – Zona Costieră

Starea apelor costiere şi marine la nivelul litoralului românesc este influenţată şi de sursele locale de presiuni punctiforme (aglomerări şi industrie) situate pe ţărmul românesc al Mării Negre.

Aglomerările umane/industria sunt analizate din punct de vedere al indicatorilor "nivel de colectare şi epurare a apelor uzate în aglomerările din zona costieră" exprimat în locuitori echivalenţi, respectiv volume de ape uzate evacuate din sursele industriale cu evacuare directă în mare, consideraţi relevanţi în stabilirea măsurilor necesare conformării Directivei Ape Uzate 91/271/CE, Directivei SEVESO, respectiv Directivei 2010/75/UE privind emisiile industriale, fosta IPPC (Prevenirea şi Controlul Integrat al Poluării).

Atât aglomerările cât şi industria vor face subiectul evaluării costurilor degradării asupra mediului marin. (Capitolul 3 - Costul degradarii mediului marin).

Analiza evacuărilor de substanţe organice , nutrienţi şi metale grele din aglomerările umane, surse punctiforme industriale în apele costiere, este realizată în cadrul subcapitolului 4.7 –Presiuni. Îmbogăţirea cu nutrienţi şi materii organice, respectiv în Capitolul .4.5 - Contaminarea cu substanţe periculoase.

La nivelul anului 2007 în zona costieră au fost inventariate un număr de 15 aglomerari umane cu dimensiuni cuprinse între 2.000 locuitori echivalenti şi >150.000 locuitori echivalenţi. Defalcarea acestora în funcţie de dimensiune este prezentată în Fig. 4.2-14 – *Defalcare aglomerări*

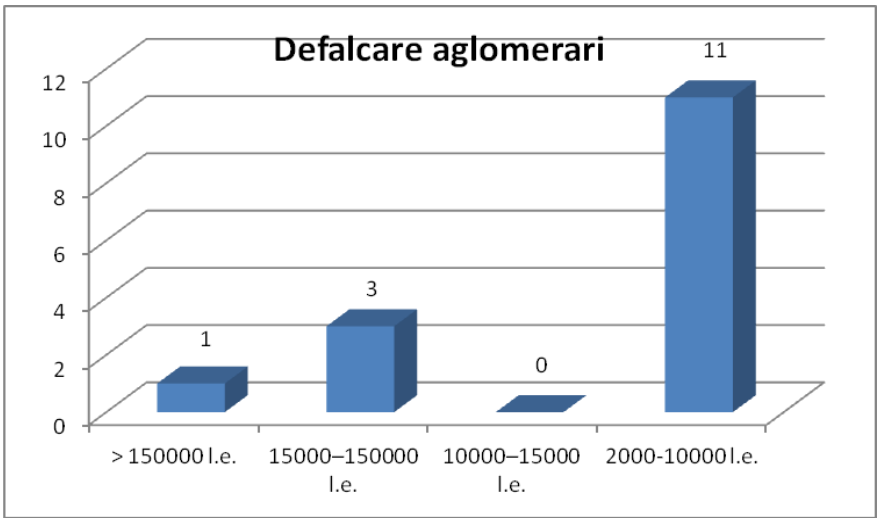


Fig. 4.2-14 Defalcare aglomerări

Pentru zona costieră, nivelul de colectare şi epurare al încărcărilor biologice degradabile se situează la nivelul de 89,56% pentru canalizare şi 58,74% pentru epurare. Se menionează că acesteste valori au fost calculate pentru aglomerări umane > 2000 locuitori echivalenţi.

Situaţia nivelului de colectare şi epurare pentru aglomerările umane situate în zona costieră este prezentată în Fig. 4.2-15 – Nivelul de colectare, epurare – aglomerări zona costieră.

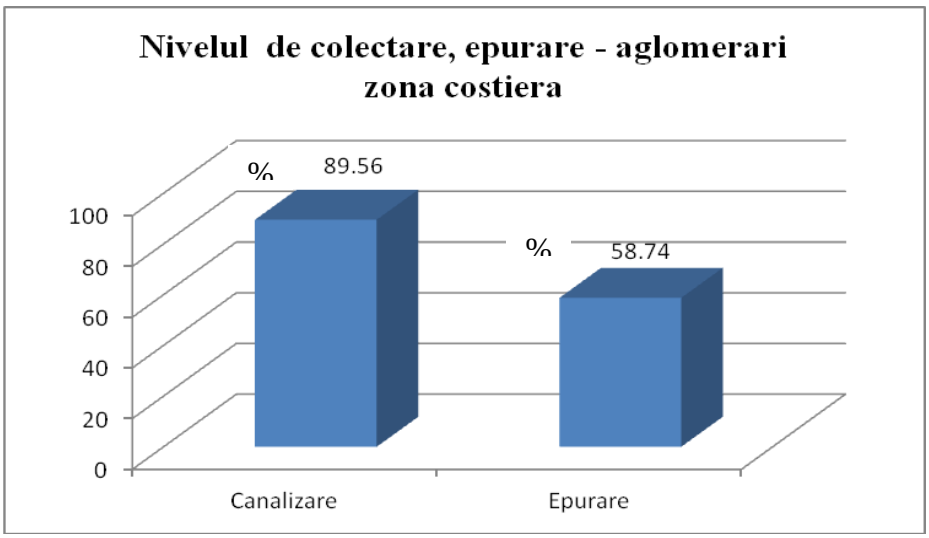


Fig. 4.2-15 Nivelul de colectare, epurare – aglomerări zona costieră

La nivelul zonei costiere, în anul 2007 au fost identificate un număr de 5 surse punctiforme industriale semnificative, având următoarele profiluri de activitate: fabricarea produselor chimice de bază, a îngrăşămintelor şi produselor azotoase; transport şi depozitare petrol; fabricarea produselor de cocserie şi a produselor obţinute din prelucrarea ţiţeiului; producţia şi furnizarea de energie electrică şi termică, gaze, apă caldă şi aer conditionat.

Din aceste 5 surse punctiforme industriale semnificative, 3 au instalaţii care intră sub incidenţa Directivei IPPC. Din totalul de 5 surse punctiforme industriale semnificative, 3 evacuează ape uzate epurate direct în mare. Volumele de ape uzate epurate evacuate direct în mare au înregistrat o creştere semnificativă în anul 2010, în restul anilor menţinându-se la niveluri relativ constante. În Fig. 4.2-16, se prezintă evoluţia volumelor de ape uzate epurate evacuate direct în mare, de către cele 3 surse punctiforme industriale semnificative.

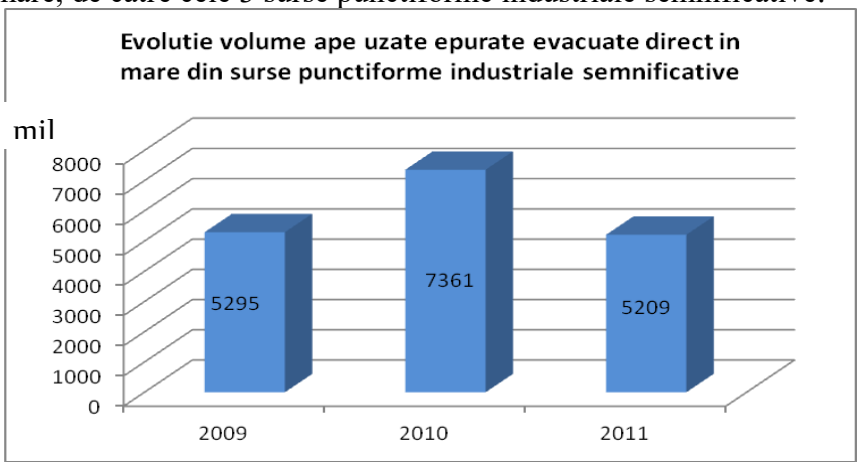


Fig. 4.2-16 Evoluţie volume ape uzate evacuate din surse punctiforme industrial semnificative

Menţionăm că nu au fost identificate surse punctiforme agricole semnificative, aferente zonei costiere.

Contribuţia în cadrul economiei regionale/naţionale

Legat de contributia in cadrul economiei regionale a fost analizata evolutia Valorii Adaugate Brute (VAB) aferente sectorului industrial in cadrul economiei aferente judetului

Constanta, ca parte a regiunii de dezvoltare Sud Est si cu influenta directa asupra mediului marin. Datele au fost furnizate de Oficiul Judetean de Turism Constanta

Evolutia valorii Adaugate Brute in cadrul sectorului indiustrial din judetul Constanta se prezinta in graficul de mai jos (Fig. 4.2-17).

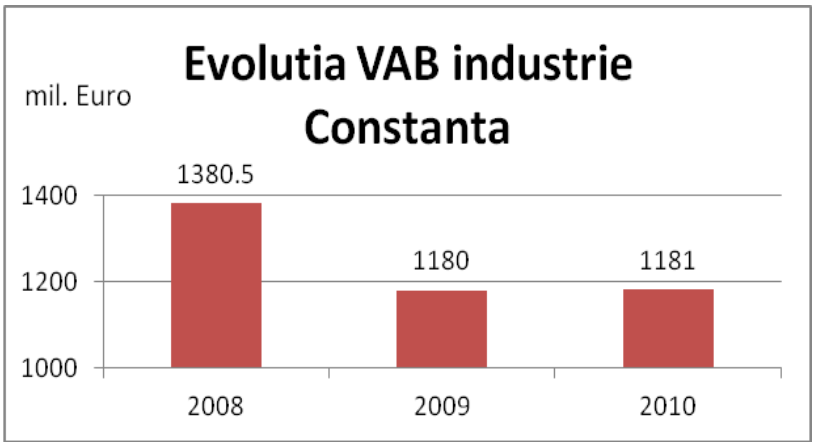


Fig. 4.2-17 Evolutia VAB constanta

Forta de munca

Legat de numarul de angajari in cadrul activitatii industriale la nivelul zonei costiere, acesta a fost asimilat cu numarul populatiei civile angajate in cadrul sectorului industrial, inclusive indistria extractive si prelucratoare la nivelul judetului Constanta care detine aproape in totalitate sectorul industrial din zona litorala, datele fiind furnizate de Oficiul Judetean de Statistica Constanta.

Evolutia Fortei de Munca din sectrul industrial afferent judetului Constanta se prezinta in graficul de mai jos (Fig. 4.2-18).

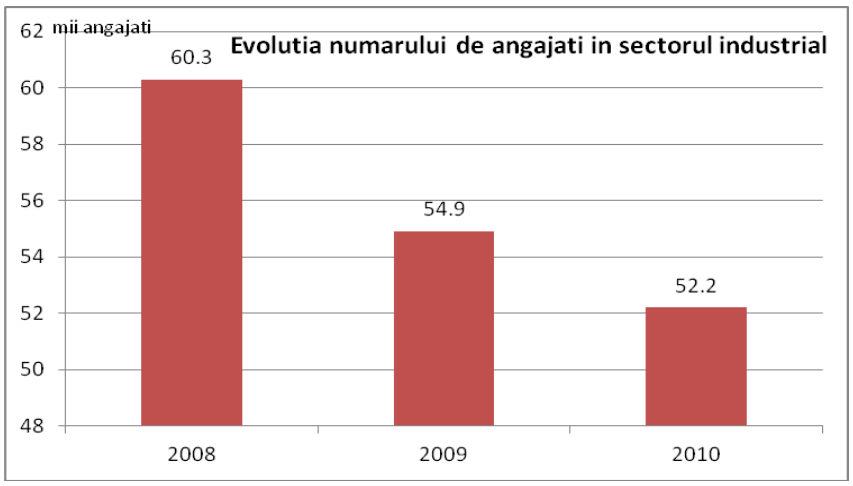


Fig. 4.2-18 Forta de munca industrie

Se constata clar o scadere a numarului de angajati in cadrul sectorului industrial datorata crizei economice.

4.2.2.6 Apărări de coastă/ Structuri de larg

Lucrările de apărare de coastă, structurile de larg aferente activităţilor portuare se află în administraţii diferite (consilii locale, primării, Societăţi private, Administraţia Porturilor Maritime).

Referitor la lucrările hidrotehnice de protecţie a plajelor au fost inventariate un numar de 94 lucrări (diguri) în localitătile Mamaia, Constanţa, Eforie, Costineşti, Olimp, Neptun, Jupiter, Cap Aurora, Venus, Saturn, Mangalia şi 2 incinte de adăpostire (Pescărie şi Costineşti). Aceste diguri au lungimi cuprinse între 70 m şi 400 m şi sunt situate la distanţe faţă de ţărm variind între 50 m şi 400 m.

O situaţie detaliată privind aceste lucrări poate fi consultată la nivelul Administraţiei Bazinale de Apă, care a realizat inventarul lucrărilor de protecţie a plajelor şi a detinătorilor acestora.

Datele tehnice privind lucrările de protecţie a zonei costiere existente se regăsesc în *Raport la Studiul de Evaluare a Impactului asupra Mediului, Asistenţa Tehnică pentru Pregătire Proiecte Axa Prioritară 5, Implementarea structurii adecvate de prevenire a riscurilor naturale în zonele cele mai expuse la risc - Domeniul major de intervenţie 2, Reducerea eroziunii costiere, elaborat de Administraţia Bazinală Dobrogea Litoral – Administraţia Naţională Apele Române (http:\\ apmct.anpm.ro/docfiles/view/36197).*

Referitor la structurile de larg în faza de proiectare/execuţie, se poate menţiona extinderea digului de larg al Portului Constanţa, în vederea alinierii la standardele internaţionale din domeniu cu o valoare de investiţie de 140 milioane Euro (Sursa : Compania Naţională Administraţia Porturilor Maritime Constanţa), lucrările de extindere a Porturilor Midia şi Mangalia.

4.2.2.7 Extracţii ţiţei / gaze naturale

Exploatarea zăcamintelor de ţiţei şi gaze naturale din platforma continentală a Mării Negre, se realizează prin intermediul unui număr de 4 platforme petroliere dintre care cea mai importantă este Platforma Gloria aflată în administrarea PETROM. Platforma de foraj marin Gloria singura care operează în apele teritoriale ale României este o platformă de tip autoridicătoare cu patru picioare cu zăbrele din material tubular.

Platforma a fost concepută cu utilaje şi instalaţii realizate la Galaţi, Bucureşti, Reşiţa, Timişoara, Bârlad, Câmpina, Oradea, Roman, Cluj-Napoca, Ploieşti şi Arad si-a început activitatea de foraj la 16 septembrie 1976, la o distanţă de 72 m în largul Mării Negre, la o adâncime maximă a apei de 90 m.

Cantitatea de ţiţei extrasă în cadrul platformei petroliere Gloria, înregistrat o creştere în comparaţie cu anul 2007 (cca 40% în 2010). În anul 2011 se înregistrează o scădere cu cca 4% faţă de cantitatea extrasă în anul 2010. Referitor la gazele naturale extrase în cadrul Platformei petroliere, acestea se menţin la un nivel relativ constant, cu mici fluctuaţii pozitive sau negative de la un an la altul.

În Fig. 4.2-19, Fig. 4.2-20 se prezintă evoluţia cantităţilor de ţiţei, respectiv gaze libere extrase prin intermediul Platformei de petrol maritime.

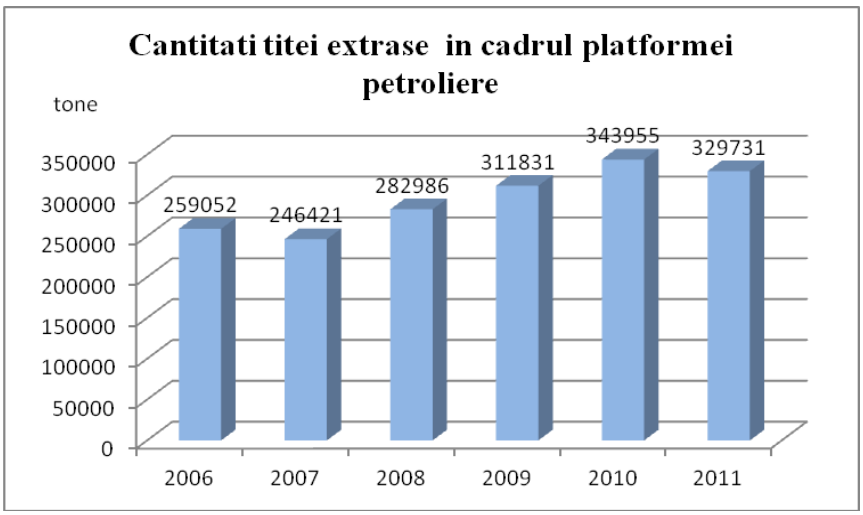


Fig. 4.2-19 Cantităţi ţiţei extrase în cadrul platformei petroliere

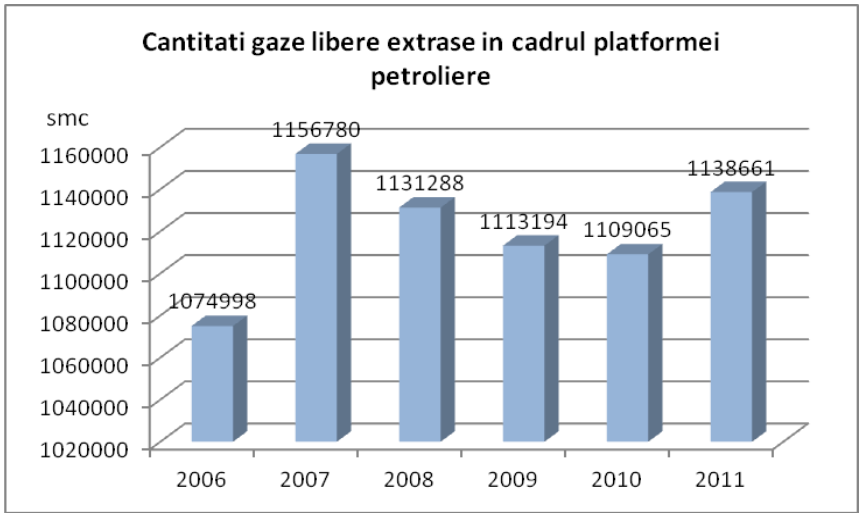


Fig. 4.2-20 Cantităţi gaze libere extrase în cadrul platformei petroliere

4.3 Costurile degradării mediului marin

4.3.1 Rolul evaluării costurilor degradării mediului marin. Metode de abordare

Costul degradării mediului marin reprezintă costul pagubelor pe care utilizatorii direcţi sau indirecţi ai mediului marin îl produc asupra acestuia. Acesta poate fi interpretat ca şi costul aferent oportunităţilor pierdute datorită degradării mediului marin, dar şi costurile măsurilor aferente prevenerii şi reducerii degradării mediului marin.

Analiza costurilor aferente degradării mediului marin va sta la baza unei analize ulterioare în cadrul implementării Directivei cadru privind strategia pentru mediul marin, respectiv Analiza Cost Beneficiu în contextul Programelor de măsuri (Articolul 13), precum şi ca justificare a unor eventuale excepţii (Articolul 14).

În conformitate cu Documentul elaborat de grupul de lucru pe Evaluarea Economică şi Socială din cadrul Comisiei Europene , analiza economică si sociala a utilizării mediului marin se poate realiza în 3 moduri de abordare.

Cele 3 moduri de analiză a costului degradării mediului marin sunt prezentate sintetic mai jos:

i) Abordare pe baza evaluării serviciilor ecosistemelor marine;

Această abordare presupune evaluarea monetară a serviciilor ecosistemice, calculate ca diferenţe potenţiale între starea bună de mediu şi situaţiile care pot apărea în absenţa măsurilor necesare atingerii acestei stări bune a mediului marin.
Nota: Aşa cum a fost menţionat în cadrul prezentării metodelor de abordare a analizei sociale şi economice, această abordare impune aplicarea de metode specifice de evaluare a serviciilor ecosistemice (exemplu: metoda evaluării contingentelor, costuri călătorie), concretizate în cadrul unor studii analitice, proiecte, nedisponibile în acest moment.

ii) Abordare tematică

În cadrul acestei abordări, costurile măsurilor aferente restaurării /prevenirii degradării produse asupra mediului marin sunt necesar a fi calculate vis a vis de o stare de referinţă definită (cu alte cuvinte costul necesar atingerii stării de referinţă).
Nota: Până în prezent nu a fost definită o stare de referinţă , astfel că această abordare nu este luată în calcul.
Planul de Management al Districtului Hidrografic Internaţional al Dunării prevede ca obiectiv în relaţie cu managementul nutrienţilor, reducerea încărcărilor de nutrienţi până la nivelul care va permite refacerea ecosistemelor din Marea Neagră, nivel existent la nivelul anului 1960.
Cu toate acestea, măsurile aferente scenariului de bază aplicate la nivelul Districtului Hidrografic Internaţional al Dunării nu sunt cert a fi suficiente pentru atingerea obiectivelor vis a vis de Marea Neagră în relaţie cu apele costiere şi apele marine.

iii) Abordare pe baza costurilor măsurilor care contribuie la protejarea mediului marin

Această abordare se referă la evaluarea costurilor măsurilor care contribuie la restaurarea, prevenirirea degradării produse asupra mediului marin în relaţie cu presiunea şi activităţile care generează aceste presiuni. În această abordare nu intervine definirea unei stări de referinţă.

Nota: această abordare este luată în calcul în evaluarea costurilor măsurilor care au ca efect protejarea mediului marin.

Documentul elaborat de grupul de lucru pe Evaluarea Economică şi Socială din cadrul Comisiei Europene (vezi Referinţe), prevede ca etape în evaluarea costurilor degradării mediului marin:

-Identificarea legislaţiei curente care contribuie la îmbunătăţirea mediului marin;

-Evaluarea costului implementării legislaţiei curente care contribuie la îmbunătaţirea mediului marin;

-Agregarea tuturor costurilor la nivelul zonei marine şi costiere.

4.3.2 Evaluarea costurilor măsurilor care contribuie la protejarea mediului marin

4.3.2.1 Legislaţie care contribuie la îmbunătăţirea calităţii mediului marin

Tabel 4.3-1 prezintă un inventar al legislaţiei care contribuie la îmbunătăţirea mediului marin având în vedere presiunile şi activităţile economice aferente.

Tabel 4.3-1 Legislaţie care contribuie la îmbunătăţirea calităţii mediului marin

Presiune	Activitate economică	Legislaţie
Perturbări biologice	Pescuit	Ordonanţa de Urgenţă nr 23/5.03.2008 privind pescuitul şi acvacultura.
Daune fizice	Construcţii structuri antropice (inclusiv în faza de construcţie)	- Ordinul nr. 290/31.05.2007 privind stabilirea unor norme şi măsuri de bază comune pentru toate porturile maritime şi căile/canalele de navigaţie, precum şi pentru instalaţiile portuare aferente; - Legea Apelor 107/1996, cu modificările şi completările ulterioare
Alte perturbări fizice	Transport	-HG 876/07.08.2007 pentru stabilirea şi sancţionarea contravenţiilor la regimul transporturilor navale
	Turism	- Ordonanţa de Urgenţă nr. 19 /2006 privind utilizarea plajei Mării Negre şi controlul activităţilor desfăşurate pe plajă; - Ordonanta de urgentă a Guvernului nr. 202/2002 privind gospodărirea integrală a zonei costiere; - Legea Apelor 107/1996 cu modificarile şi completările ulterioare
	Construcţii navale	
Îmbogăţirea cu nutrienţi şi substanţe organice	Aglomerări umane/Industrie/Agricultură	- Directiva privind epurarea apelor uzate urbane (91/271/EEC), transpusă prin HG 188-2002 pentru aprobarea unor norme privind condiţiile de descărcare în

		mediul acvatic a apelor uyate, completată si modificată de GF 352-2005. - Directiva privind poluarea cu nitraţi din surse agricole (91/676/EEC), transpusă de HG 964/2000 privind aprobarea Planului de acţiune pentru protecţia calitatii apelor împotriva poluării cu nitraţi. Modicată si completată cu HG 1360/2005 - Directiva 96/61/CE, transpusă prin OUG 152/2005 privind prevenirea şi controlul integrat al poluării, modifictă şi completată prin Legea 84/2006, Legea 205/2010.
Contaminarea cu substanţe periculoase	Industrie	Directiva 96/61/CE, Directiva SEVESO, Directiva 2006/11/CE privind poluarea cauzată de anumite substanţe periculoase deversate în mediul acvatic al Comunităţii.

4.3.2.2 Evaluarea costurilor aferente degradării mediului marin

În această abordare, evaluarea costurilor aferente degradarii mediului marin, reprezinta in fapt transpunerea monetara a masurilor considerate a avea un impact pozitiv in eliminarea si prevenirea degradarii mediului marin. Desigur valoarea economica totala a degradarii mediului marin este mai mare decat valoarea aferenta prevenirii degradarii, dar pentru moment lipsa studiilor specifice a condus spre selectia acestei abordari. In acest fel, costurile curente pot fi vazute ca si costurile minime necesare prevenirii degradarii mediului marin.

Masurile necesare prevenirii degradarii mediului marin sunt considerate a fi masuri in relatie cu zona de uscat sau zona marina, fapt pentru care masurile aferente vor fi clasificate in masuri aferente zonei de uscat si masuri aferente zonei marine.

Toate aceste masuri pentru care a fost posibila evaluarea cuantumului acestora sunt analizate in relatie cu presiunile aferente.

Astfel, evaluarea costurilor masurilor considerate a avea efect pozitiv in prevenirea degradarii mediului marin va fi realizata pentru:

Zona Uscat

Implementarea Directivelor 91/271/EEC privind epurarea apelor uzate urbane; Directivei 91/676/EEC privind privind protecţia apelor împotriva poluării cu nitraţi proveniţi din surse agricole; Directivei 2006/11/CE privind poluarea cauzată de anumite substanţe periculoase eliminate în mediul acvatic; SEVESO, pentru activitatile economice din zona costiera (aglomerari umane, industrie), precum si pentru activitatile economice aferente Bazinului Hidrografic al Dunarii, in relatie cu presiunile: *Imbogatirea cu nutrienti si substante organice si contaminarea cu substante periculoase*;

Zona marină

- Activităţile specifice pentru evacuarea algelor, în relaţie cu presiunea- î*mbogăţirea cu nutrienţi*
- Reabilitarea şi Protecţia Zonei Costiere

- Activitatea de monitorizare în zona Mării Negre.

4.3.2.3 Evaluarea măsurilor aferente zonei costiere

Costurile de investiţii aferente implementării Directivei 91/271/CEE privind epurarea apelor uzate urbane pentru aglomerările umane din zona costieră sunt prezentate în Figura 19 – epurare, respectiv Fig. 4.3-2 - canalizare

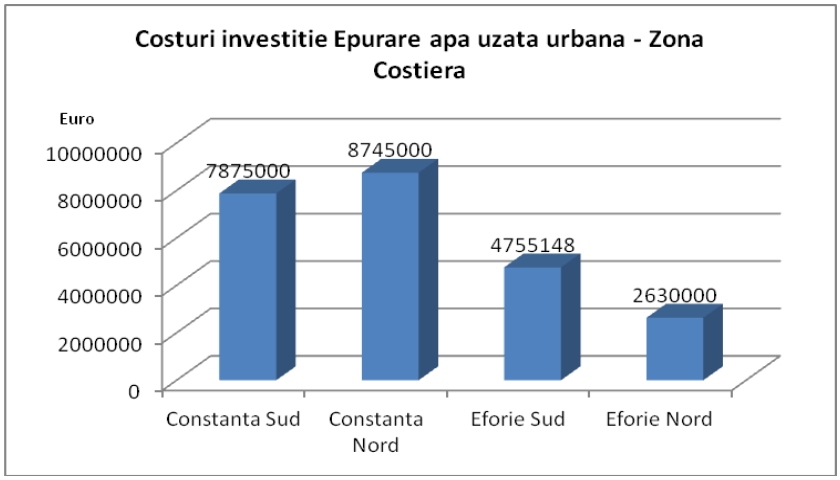


Fig. 4.3-1 ***Costuri investiţie – Epurare ape uzate urbane – Zona Costieră***

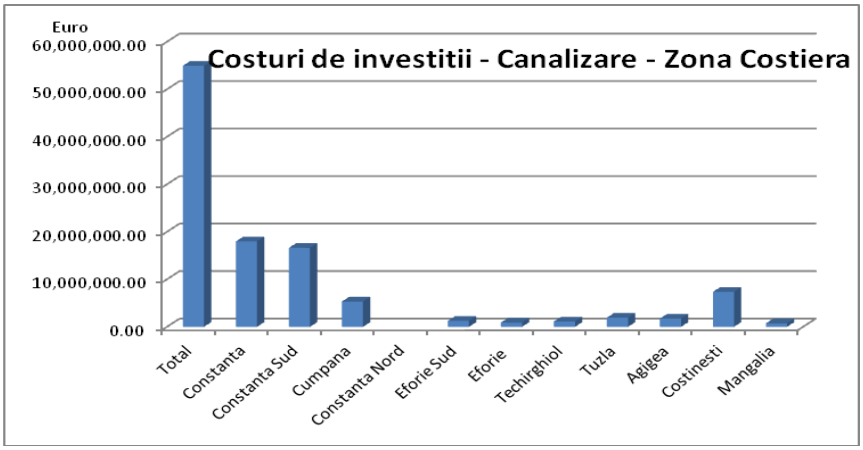


Fig. 4.3-2 Costuri investiţie – Canalizare – Zona Costieră

Investiţia totală aferentă implementării Directivei 91/271/CEE pentru aglomerările umane din zona costieră reprezintă circa 20 milioane Euro pentru reabilitarea Staţiilor de Epurare Constanţa Sud şi Nord, Eforie Sud şi Nord , şi cca 50 milioane Euro pentru reabilitarea şi extinderea sistemelor de canalizare, cu precădere reducerea pierderilor de apă uzată din sistemele colectoare; minimizarea racordurilor ilegale, precum şi construcţii staţii de pompare.

Din cele 3 unităţi industriale care evacuează direct în mare, numai S.C. ROMPETROL RAFINARE SA necesită măsuri pentru implementarea Directivelor 2010/75/UE; SEVESO, pentru unităţile industriale din zona costieră , măsuri în valoare de cca 7,9 milioane lei. Principalele tipuri de măsuri sunt de tipul: Introducerea tehnologiilor curate şi a BAT-urilor; managementul deşeurilor, construcţia reţelelor de canalizare şi modernizarea staţiilor de epurare din cadrul unităţii. Restul de unitati sunt conforme legislatiei aferente

4.3.2.4 Evaluarea costurilor măsurilor aferente scenariului de bază la nivelul bazinului Dunării

Scenariul de bază, presupune luarea de măsuri pentru implementarea Directivelor europene din domeniul calităţii apei în conformitate cu prevederile acestora la nivelul bazinului Dunării. Totalitatea măsurilor este reprezentată de măsurile obligatorii aferente statelor membre în relaţie cu Directivele 91/271/EEC, 2010/75/UE şi BAT-urilor, Directivei 91/676/CEE, precum şi a măsurilor care sunt realistice pentru tările NON EU.

Implementarea măsurilor aferente scenariului de bază pentru atingerea obiectivelor vis a vis de Marea Neagră are la bază faptul că teritoriul României (inclusiv apele costiere) a fost desemnat ca zonă sensibilă în relaţie cu Directiva 91/271/EEC privind epurarea apelor uzate urbane în scopul protejării Mării Negre împotriva eutrofizării. În consecinţă întreg Bazinul Hidrografic al Dunării este luat în calcul în acest proces, în conformitate cu Articolul 5(5) al Directivei 91/271/EEC.

Astfel, în relaţie cu emisiile de nutrienţi scenariul de bază 2005-2006 – 2015, definit la nivelul bazinului Dunării presupune reducerea emisiilor de la 686 kt/an la circa 602 Kt/an, pentru azot, iar pentru fosfor de la 58 kt/an la 46 kt/an.

Totalitatea costurilor necesare implementării scenariului de bază la nivelul bazinului Dunării , în conformitate cu Anexa 17 la Planul de Management al Bazinului Hidrografic al Dunării au fost estimate la circa 46.700 milioane Euro.

4.3.2.5 Evaluarea costurilor măsurilor necesare aferente îndepărtării algelor

Dezvoltarea algelor macrofite este un fenomen natural şi benefic ecosistemului marin, acestea având un rol ecologic foarte important. Cu toate acestea, fenomenele intense de dezvoltare a algelor, cauzate de procesul de eutrofizare, produc o serie de consecinţe cu impact negativ asupra activităţilor turistice şi ecosistemului din zona litorală**.**

Având în vedere frecvenţa şi agresivitatea cu care fenomenele de dezvoltare algală se manifestă în ultimii ani, Administraţia Bazinală de Apă Dobrogea – Litoral a instituit un sistem de monitorizare, prin inspectarea zilnică a liniei ţărmului şi a zonei de îmbăiere. Prezenţa algelor în apă sau la linia ţărmului se menţionează în Rapoartele zilnice informative, astfel încât organizarea intervenţiilor de colectare şi evacuare a algelor să se realizeze în cel mai scurt timp. Informaţiile se transmit direct responsabililor de zone, din cele trei puncte de lucru ale litoralului: Constanţa, Eforie-Costineşti şi Olimp-Vama Veche.

Acţiunile de colectare, încărcare şi evacuare a algelor se desfasoară în principal cu terţi, prin încheierea unui contact cu o firmă de specialitate, care deţine forţa de muncă, utilaje de încărcare şi transport de mare capacitate. Pentru operativitatea intervenţiilor, au fost închiriate containere de depozitare a algelor, containere care sunt ridicate de utilajele de transport ale depozitului ecologic Costineşti, cu care ABADL deţine contract de prestări servicii. De asemenea, acţiunile de colectare a algelor au fost susţinute şi prin forţe proprii – utilaje de încărcare şi transport.

În Tabel 4.3-2 este prezentată Situaţia cheltuielilor realizate pentru evacuare alge pentru perioada 2007-2011.

Tabel 4.3-2Situaţia cheltuielilor colectare si eliminare alge

Categoria de lucrări	An 2007	An 2008	An 2009	An 2010	An 2011
Volume de alge evacuate (Tone)	38.434,00	25.041,00	35.542,00	19.943,00	41.033,00
Servicii de	1.996.088,92	1.692.828,83	2.447.758,81	1.860.713,00	2.447.219,28

întreţinere sezon (lei)					
din care servicii depozitare alge şi deşeuri (lei)	958.998,00	240.227,19	605.959,00	431.224,99	613.275,46

4.3.2.6 Evaluarea, protecţia şi reabilitarea părţii sudice a litoralului românesc al Mării Negre

Reabilitarea şi protecţia zonei costiere constituie, la momentul actual, o problemă prioritară pentru România. În acest sens, în anul 2007, Agenţia Japoneză de Cooperare Internaţională - JICA - a iniţiat proiectul "Studiu privind protecţia şi reabilitarea parţii sudice a litoralului românesc al Mării Negre", cu sprijinul Ministerului Mediului şi Dezvoltării Durabile şi al Administraţiei Naţionale "Apele Române". Studiul a avut ca obiective:

- elaborarea unui plan de protecţie a părţii sudice a litoralului românesc;
- realizarea unor acţiuni preliminare pentru promovarea proiectelor preliminare transfer de cunoştiinţe şi tehnologii în domeniul protecţiei şi gestionării zonei costiere către partea română.

Aşa cum este menţionat în cadrul studiului , cauzele apariţiei fenomenului de eroziune costierş sunt multiple şi variate:

- Extinderea spre larg a digurilor de la gura de vărsare a braţului Sulina, ce a determinat devierea fluxului de aluviuni din braţul Chilia şi îndepărtarea punctului de debuşare a aluviunilor în mare în dreptul braţului Sulina.
- Lucrările de extindere şi modernizare a porturilor Midia, Constanţa, Mangalia, ce au generat devierea spre larg a traseelor curenţilor litorali care asigură alimentarea cu nisip a plajelor din sudul litoralului.
- Reducerea stocurilor de moluşte marine cu cca 50%, ceea ce contribuie la reducerea aportului de nisip biogen.
- Tendinţa de ridicare a nivelului mării în medie cu 1,5 - 2 mm/an, ce determină retragerea liniei ţărmului.

Costul total al implementării Proiectului “Reabilitarea şi Protecţia Costieră" în zonele Mamaia Sud şi Eforie Nord este de circa 40,25 milioane Euro, din care 11,53 milioane Euro sunt aferente zonei Mamaia Sud, şi 28,72 milioane Euro sunt aferente zonei Eforie Nord. Tabel 4.3-3 prezintă o analiză globală asupra costurilor totale ale proiectului “Reabilitarea şi Protecţia Zonei Costiere”, analiza detaliată pe tipuri, elemente de cost, precum şi alte aspecte specifice studiului putând fi consultată la adresa:

- http://www.mmediu.ro/gospodarirea_apelor/zona_costiera/proiect_jica.htm.

Tabel 4.3-3 ***Costul total al "Proiectului Reabilitarea şi Protecţia Costieră" în zonele Mamaia Sud şi Eforie Nord***

			milioane Euro	
Nr.crt.	**Element**	**Alte Costuri**	**Costuri Locale**	**Total Costuri**
1	Materiale	1.01	7.14	8.15

2	Echipamente	0	17.3	17.3
3	Costuri cu forţa de muncă	3.25	4.78	8.03
	Calificată	3.25	3.3	6.55
	Necalificată	0	1.48	1.48
4	Managementul şi monitorizarea costurilor	0	1.66	1.66
5	Servicii ingineresti	1.41	0.94	2.35
6	Taxe si impozite	0	0.84	0.84
7	Costul de bază	6.17	32.16	38.33
8	Cheltuieli neprevazute fizice(Cost de Bazax5%)	0.31	1.61	1.92
9	**TOTAL**	**6.48**	**33.77**	**40.25**

5 BIBLIOGRAFIE

A Handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management,Intergovernmental Oceanographic Commission,Manuals and Guides, 46; ICAM Dossier, 2,Paris, UNESCO, 2006, p,189

A. I. Kubryakov, G. K. Korotaev, V. L. Dorofeev, Y. B. Ratner, A. Palazov, N. Valchev, V. Malciu, R. Mateescu, and T. Oguz (2012). Black Sea coastal forecasting system. Ocean Science. 8: 183-196.

Abaza V., Dumitrache C., Dumitrescu E., 2009 – Structure and distribution of the main mollusks from the Romanian marine areas designated for their growth and exploitation. Cercetări marine, vol.

Abaza V., Dumitrache C., Dumitrescu E., 2010 – Structure and distribution of the main molluscs from the Romanian Marine areas designated of their growth and exploitation, Cercetari marine (Recherches Marines), vol.39. pp.16

Agardy, T. 2003 – An enviroMmentalist's perspective on responsible fisheries: the need for holistic approaches. In M.Sinclair & G. Valdimarsson, eds. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, pp. 65-85. Rome, Italy, and Wallingford, UK. FAO and CAB International .

ALOUPI M, ANGELIDIS O, 2001. Normalization to litium for the assessment of metal contamination in coastal sediments cores from the Aegean Sea, Greece. *Marine Environmental Research*, 52, 1-12;

Anastasiu N. şi Jipa D., 1983. Texturi şi structuri sedimentare. Ed. Tehnică-Bucureşti, pag: 19.

Anninskiy, B. E Timofte, F., 2009 – The distribution of zooplankton in the western Black Sea in October 2005. Marine Ecological Journal, IBSS NAS Ukraine, 8(1): 17-31 pp.

Asociaţia Experţilor de Mediu, 2003. Poluanţii organici persistenţi în mediul înconjurător.

Băcescu M et all, 1965 – Cercetări de ecologie marină in sectorul predeltaic în condiţiile anilor 1960-1963, Ecologie marină, 1, 185-338

Băcescu M., Muller G., Gomoiu M-T., 1971 – Cercetări de ecologie bentală in Marea Neagră. Analiza cantitativă, calitativă şi comparată a faunei bentale pontice. Ecologie marină, 4, 1-357 ;

Bavaru A., 1972 – Evaluări cantitative în populaţiile de *Cystoseira* la ţărmul românesc al Mării Negre. Şt. şi Cerc. Biol. Seria Botanică, Tomul 24. Bucureşti, 2: 95-101.

Bavaru A., 1978 - Contribuţii la studiul asociaţiilor algale din faciesul de piatră de pe litoralul românesc al Mării Negre (ecologie, dinamică şi posibilităţi de valorificare economică). Teza de doctorat (rezumat) - 24 pagini.

Begun T., Teacă A., Gomoiu M-T. – Starea actuală a macrobentosului din biocenoza *Modiolus phaseolinus* de pe platforma continentală românească a Mării Negre

Best M.A., Wither A.W., Coates S., 2007 - Dissolved oxygen as a physic-chemical supporting element in the Water Framework Directive, Marine Pollution Bulletin Vol. 55, pp. 53-64.

Black Sea Biological Diversity (Romania) – Romanian National Report, 1997, Black Sea Environmental Series, vol.4, ISBN 92-1-126041-8

Blumberg, A. F. and Mellor, G. L. (1987). A description of a threedimensional coastal ocean circulation model, in: Three Dimensional Coastal Ocean Models. Edited by: Heaps, N. S. American Geophysical Union. Washington, D.C.:1–16

BODEANU, N. şi M. USURELU, 1981 – Particularités de la structure et de la répartition du phytoplancton de la zone sud du littoral roumain dans les conditions de prédominance de la circulation atmosphérique de nord. Cercetări Marine, 14: 129-144.

BODEANU, N., 1987-88 – Structure et dynamique de l'algoflore unicellulaire dans les eaux du littoral Roumain de la mer Noire. Cercetări Marine, 20/21 : 19-250.

BODEANU, N., 1992 – Algal blooms and development of the main phytoplanktonic species at the Romanian Black Sea littoral in conditions of intensification of the eutrophication process. Science of the Total Environment, Supplement: 891-906.

BODEANU, N., 1993 – Microalgal blooms in the Romanian area of the Black Sea and contemporary eutrophication conditions. Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. T.J.Smayda and Shimizu, ed.: 203-209.

Boero, F., Bouillon, J., Gravili, C., Miglietta, M.P., Parsons, T., Piraino, S., 2008 - Gelatinous plankton: irregularities rule the world (sometimes), *Mar Ecol Prog Ser*, 356:299-310

BOICENCO, L., 2010 – Spatio-temporal dynamics of phytoplankton composition and abundance from the Romanian Black Sea coast. Ovidius University Annals of Biology-Ecology, 14: 163-169

Bologa A. S., Sava D., 2006 – Progressive decline and present trend of Romanian Black Sea macroalgal flora. *Cercetări marine - Recherches marines*, INCDM Constanţa, 36: 31– 60.

BSC, 2008– State of the environment of the Black Sea (2001-2006/7), Publication of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution, pp. 447.

Caddy J.F., 1993 - Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Scientia Marina*, 57 (2-3): 121-30.

Cautiş Ileana, 1976 - Modificări în capturile româneşti la Marea Neagră şi perspectiva exploatării. *Cercetări marine*, IRCM 9 supl.: 159-176.

Cochrane, K.L., ed. 2002 – A fishery manager's handbook. Management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper, No.424: 231 pp.

Comisssion on the Protection of the Black Sea Against Pollution, 2008 - *State of the Environment of the Black Sea (2001 – 2006/7).*

Comisssion on the Protection of the Black Sea Against Pollution, 2008. State of the Environment of the Black Sea (2001 – 2006/7).

Commission on the protection of the Black Sea agains pollution. Permanent Secretariat, 2010 - Diagnostic Report to guide improvements to the regular reporting process on the state of the Black Sea environment.

Cury, P., Shannon, L. & Shin, Y.L., 2003 – The functioning of the marine ecosystems: a fisheries perspective. In M.Sinclair & G.Valdimarsson, eds. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, pp.103 - 123. Rome, Italy, and Wallingford, UK. FAO and CAB.

DEPLEDGE MH şi RAINBOW PS, 1990. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comp. Biochem.Physiol*., 97, 1-7.

Diaconeasa D, Postolache I. şi Dorogan L., 1992. Repartiţia spaţială a parametrilor granulometrici şi chimici ai sedimentelor din zona litoralului românesc. Studii de hidraulicp XXXIII, Bucureşti pag. 153-158.

Elrich P.R, 1989 – Atributes of Invaders and Invading Process, Biological Invasions – a Global Perspective. SCOPE 37, Drake J.A et al (eds), New York;

European Commission, 2010 – Guide to best practices for ocean acidification research and data reporting. http://www.ocean-acidification.net/FAQacidity.html

FAO, 2000 - FAO annuaire. Statistique des pêches. Captures, vol.86/1/1998, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Rome, 2000, pp.711.

Gomoiu M.T., 2004 - Starea actuală a faunei ihtiologice a Mării Negre - sectorul românesc. Necesitatea urgentă a unei abordări ecosistemice pentru pescării responsabile la Marea Neagră şi pentru managementul lor raţional şi dezvoltare durabilă. *Studia Universitatis Vasile Goldiş* Arad. Seria Stiinţele vieţii 14/2004, ISSN:1584-2363:13-24.

Gomoiu M_T., Skolka M., 2005 – Specii invazive in Marea Neagra, Ovidius University Press, Constanta, pp.1-150 ;

Gomoiu M-T, 1976 – Studii ecologice privind moluştele psamobionte de la litoralul românesc al Mârii Negre, Ecologie marina, vol. 5, 173-332

Gomoiu M-T, Porumb I., 1969, - *Mya arenaria* L.-bivalve recently penetrated into the Black Sea.Rev.Roum.Zool.,14,3:199-202.

Gomoiu M-T., 1976 – Some ecologic data on the gastropod *Rapana thomasiana* Crosse along the Romanian Black Sea shore. Cercetari Marine (Researches marines, IRCM, Constanta, 4:169-180.

Gomoiu M-T., 1984 – *Scapharca inaequivalvis* (Bruguiere) a new species in the Black Sea, Cercetari Marine (Researches Marines), IRCM 17:131-141

Gomoiu M-T., Skolka M., 1997 – a new gastropod –opistobranch at the Romanian Black sea Coast. Geo-EcoMarina 2:201-204;

Gomoiu M-T., Skolka M., 1998 – Cresterea biodiversitatii prin imigrare-noi specii in fauna Romaniei,Analele Univ."Ovidius", vol.2:181-202.

Grasshoff K., Kremling K., Ehrhardt M., 1999 – Methods of Seawater Analysis, Wiley-VCH, pp. 599.

Gubanova A., Altukov. D., 2007. Establishement of Oithona brevicornis Giesbrecht, 1892 (Copepoda; Cyclopoida) in the Black Sea. – Aquatic invasions, 2 (4): 407-410.

HACISALIHOGLU G, BLAKAS T, TUNCEL S, HERMAN D, OLMEZ I AND TUNCEL G, 1991. Trace element composition of the Black Sea aerosols. *Deep-Sea Research*, 38, Supplementary Issue no. 2A, 1255-1266.

Harbison G.R., Volovik S.P., 1993 – The ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, in the Black Sea: a hololanktonic organism transported in the ballast water of ships.Memo, Seattle,, Washington:25-36.

Harta sedimentologică a platoului continental al Mării Negre de la Sulina la Tuza Sc. 1:200 000. Redactor coordinator Panin N şi redactori: Rogojină C., Mihăilă E., Caraivan Gl., Puşcheză D., Secrieru D.şi Secrieru A., 1986.

Horne R.A, 1969. – Marine Chemistry, The structure of water and the Chemistry of the Hydrosphere, Wiley – Interscience, pp.567.

Horne R.A, 1969. – Marine Chemistry, The structure of water and the Chemistry of the Hydrosphere, Wiley – Interscience, pp.567.

ICES Journal of Marine Sciences, 48 , 101-115.

INCDM, Raport privind starea mediului marin şi costier în anul 2010.

IOC-EU-BSH-NOAA-(WDC-A) International Workshop on Oceanographic Biological and Chemical Data Management, [IOC-Workshop-Report-No-122],anexa5,p3,20-23may1996, Hamburg,Germany, http://www,docstoc,com/docs/104830063/IOC-Workshop-Report-No-122

ISPAS, R., Armonizarea legislativă conformă aquisu-lui comunitar. http://www.oeconomica.uab.ro/upload/lucrari/820062/36.pdf

Ivanov L. şi R.J.H.Beverton, 1985 - The fisheries resources of yhe Mediterranean. Part 2. Black Sea. General Fisheries Council for the Mediterranean, *Studies and Reviws* (60): 135 p.

Jipa D., 1987. Analiza granulonetrică a sedimentelor - semnificaţii genetice. Ed. Academiei R.S.R. pag. 33-37.

Kannan, K., Johnson-Restrepo, B., Yohn, S.S., Giesy, J.P., Long, D.T., 2005- *Spatial and temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Michigan inland lakes*. Environmental Science and Technology 39, 4700–4706.

Klijn F. (1994) Ecosystem classification for environmental management. Kluwer, Dordrecht , The Netherlands;

Knipovici N.M., (1933) – *Ghidrologiceskie issledovania v Cernom more*. Tr.Azov. – Cernom. Naucn. Prom. Eksped., Moskva, 10, 272 pp

Konovalov S.K., Murray J.W., 2000 - Variations in the chemistry of the Black Sea on a time scale of decades (1960–1995), Journal of Marine Systems 795, pp. 773-795.

Korotaev, G. K., Oguz, T., Dorofeyev, V. L., Demyshev, S. G., Kubryakov, A. I., and Ratner, Yu. B. (2011). Development of Black Sea nowcasting and forecasting system. Ocean Sci. 7: 629–649

KOSTIANOY AG, KOSAREV AN, ARKHIPKIN VS, 2008. The Black Sea Environment:

LANGMEAD, O., A. MCQUATTERS-GOLLOP, L.D.MEE, J. FRIEDRICH, A.J. GILBERT, M.-T.GOMOIU, E.L.JACKSON, S.KNUDSEN, G.MINICHEVA, V.TODOROVA, 2009 – Recovery or decline of the northwestern Black Sea: A societal choice revealed by socio-ecological modelling. Elsevier, Ecological modelling.

LORING DH, 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments.

Marea Neagră Coasta României de la Capul Tuzla-Portul Midia, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă a Romaniei, Constanţa, anul 1998.

Marea Neagră Coasta României de la Mamaia la Grindul Chituc, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă Romania, Constanţa, anul 2002.

Marea Neagră Coasta României de la Musura-Sfântu Gheorghe, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă Romania, Constanţa anul 2001.

Marea Neagră Coasta României de la Vadu –Zaton, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă Romania, Constanţa anul 2002.

Marea Neagră Coasta României de la Vama Veche-Capul Tuzla, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă Romania, Constanţa anul 1997

Marea Neagră Coasta României de la Zaton-Sfântu Gheorghe, Sc. 1:50000, Direcţia Hidrografică Maritimă Romania, Constanţa, anul 1999.

Marine Environment and Water Industry Unit, DG Environment, European Commission, Draft - Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status.

Maximov V., G.Radu, E.Anton, Tania Zaharia, 2010 - Analysis of evolution of fishing and biological characteristics of main fish from the romanian pontic basin, between 2000 and 2008. . *Cercetari marine*. Recherches marines. INCDM. 39: 211 - 238, ISSN:0250-3069.

Mee L.D., 1992 - The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. *Ambio* (21):278-86.

MEE LD si TOPPING G , 1998. Black Sea Pollution Assesment. Black Sea Environmental Series, vol. 10. United Nations Publications, New York, 83-103.

MEE, L.D. 1997 - How to save the Black Sea. Your guide to the Black Sea Strategic Action Plan. The Black Sea, yesterday, today and tomorrow. **http://www.undp.org/gef/new/blacksea.htm**.

Mee, L.D. and G. Topping (Ed.), 1998. Black Sea Pollution Assessment, United Nations Publications, New York

Mellor, G. L. and Yamada, T.: 1974, 'A Hierarchy of Turbulence Closure Models for Planetary Boundary Layers', J. Atmos. Sci. 13, 1791-1806.

Mellor, G. L. and Yamada, T.: 1982, 'Development of a Turbulent Closure Model for Geophysical Fluid Problems', Rev. Geoph. Space Phys. 20, 851-875

Mellor, G. L.: 1973, 'Analytic Prediction of the Properties of Stratified Planetary Surface Layers', J.Atmos. Sci. 30, 1061-1069.

Micu D., Nita V,.2009 – First record of the Asian prawn *Palaemon macrodactylus* Rathburn, 1902 (Caridae: Palemonoidaea:Palaemonidae) from the Black Sea. Aquatic invasion 4:597-604 doi10.339/ai 2009.4.4.5.

Micu D., Nita V., Todorova V., 2010 – First record of Say's mud crab *Dyspanopeus sayi* (Brachyura: Xanthoidea: Panopeidae) from the Black Sea. Marine Biodiversity Records, pp.1-6, Marine Biological Association of the UK, 2010 doi:1017/S1755267210000308;vol.3:e36;2010 Published online

Micu D., Nita V., Todorova V., 2010 – First record of the Japonese shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (Brachyura:Grapsoidea:Varunidae) from the Black Sea. Aquatic invasions (2010) vol.5, supplement 1:s1 – s4;doi 1033391/ai 2010.5.s1001, 2010

MIHĂILESCU-PENE, S. L. TH., Cooperarea internaţională privind protecţia Mării Negre împotriva poluării, http://drept.ucv.ro/RSJ/Articole/2008/RSJ3/16Pene.pdf

MONCHEVA, S. şi A.KRASTEV, 1997 – Some aspects of phytoplankton long-term alterations off Bulgarian Black Sea shelf. Kluwer Acad. Pub., E.Ozsoy and A.Mikaelyan (eds): 79-93.

Moss D, Wyatt BK (1994) The CORINE biotopes project: a database for conservation of nature and wildlife in the European Community. Appl Geogr 14: 327-349.

Müller G.I., Skolka V.H., Bodeanu N., 1969 - Date preliminare asupra populaţiilor algale şi animale asociate vegetaţiei de *Cystoseira barbata* de la litoralul românesc al Mării Negre. *Hidrobiologia.* Bucureşti, 10: 279-289.

NARBONNE JF, 1992. Use of biomarkers in assessment of contamination in marine ecosystems. Fundamental approach and applications. FIR/MEDPOL/NICE/2/Add.1.

Nesterova D.A., 1979 - Dezvoltarea peridineului *Exuviaella cordata* şi fenomenul de ”maree roşie” în nord-vestul Mării Negre. Biologiya morya, p.24-29.

Nicholls R, Klein RJT (2004) Climate change and coastal management on Europe’s coast. In: Vermaat JE, Turner RK, Salomons W, Bouwer L (eds). Managing European coasts, past present and future. Springer, Berlin;

Nita V., Zaharia Tania, Nenciu Magda, Cristea Madalina, Tiganov G. (2012) Current state overview of the Vama Veche – 2 Mai Marine Reserve, Black Sea, Romania. AACL Bioflux, Volume 5, Issue 1;

Oguz T., Ivanov L., Besiktepe S., Diaconu V…*Kinematical Description of Basinwiswe Circulation and Thermohaline Characteristics of the Black Sea during July 1992*. Deep-Sea Research, 1993.

OSPAR, 1992. DGW Report nr. 92.033 - Background concentrations of natural compounds in rivers, seawater, atmosphere and mussels. RW Laane (ed). International Workshop on Background Concentrations of Natural Compounds, 6-10 April 1992, Olanda.

Panaitescu M., Dragomir I., Stan L., 2003 – Controlul si managementul apei de balast la nave, edit. Ex Ponto, 1-93 pp.

Panayotova Marina, Violin Raykov, Valodia Maximov, Gheorghe Radu, Eugen Anton – Distibution, abundance and population structure of turbot (Psetta Maxima L.) in the Bulgarian and Romanian Black Sea area in spring 2010. Comptes rendues de l’Académie bulgare des Sciences,Tome 65, No 1, 2012

Pârcălăboiu St., 1977 - La pêche dans la mer Noire. *Biologie des eaux saumatres de la mer Noire* (E.A. Pora et M. Băcescu eds.), IRCM, Constanta, **2** : 173-176.

Peres, J.-M.,1961 - Oceanographie Biologique et Biologie Marine. Tome Premier. La Vie Benthique. Presses Universitaires de France, Paris, pp. 541.

Petrescu I., Papadopol C.N., Nicolaev S. - 2000 - "O nouă specie pentru fauna de decapode din apele marine româneşti, *Callinectes sapidus* Rathbun - 1896", Analele Dobrogei, SN, an 4, nr.1, p.222-228.

PHILLIPS DJH , 1980. Trace metals. In: The International Mussel Watch. National Academy of Sciences, Washington DC, 78-132.

Plan strategic de acţiune pentru reabilitarea şi protecţia Mării Negre. Document adoptat la Conferinţa Miniştrilor Mediului din ţările riverane Mării Negre, Istanbul, Turcia, 30 - 31 octombrie 1996. Actualizare INCDM “Grigore Antipa” – Constanta.

Polkowska, Z., Kot, A.,Wiergowski,M.,Wolska, L.,Woowska, K. and Namienik, J.: 2000, ‘*Organic pollutants in precipitation: determination of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in Gdask, Poland’, Atmos. Environ.* 34, 1233–1245.

Porumb I., 1977 - Ichtyofaune de la mer Noire. *Biologie des eaux saumatres de la mer Noire*. IRCM Constanţa, **1**: 135-140.

Pusanov I., 1967 - Studii privind mediteranizarea succesivă a Mării Negre. Int.Rev.Ges.*Hidrobiol*. N**52**(2), p.219-236.

Radu E., Radu G., Staicu I., Anton E., Maximov V., 2002 - Structure qualitative et quantitative des captures de poissons du littoral roumain pendant la période 1980-2002.*Cercetari marine. Recherches marines*.34:ISSN: 0250-3069:85-100.

Radu G., E. Anton, M. Golumbeanu, V. Raykov, Maria Yankova, Marina Panayotova, V. Shlyahov, M. Zengin. –State of the main Black Sea commercial fish species correlated with ecological conditions and fishing effort. Journal of d Environmental Protection and Ecology, vol. 12 (2) 2011, 549 – 557 pp, ISI.

Radu G., Elena Radu, E. Anton, I. Staicu, 2008 - Assessment of the fishing agglomerations and spawning biomass in the environmental conditions of 2006. *Cercetari marine*. Recherches marines. INCDM. 38: 157-169, ISSN:0250-3069.

Radu G., 2001 – Studiul potentialului resurselor pescaresti de interes economic la litoralul romanesc al Marii Negre in contextul evolutiei factorilor ecologici si elaborarea recomandarilor privind gestionarea lor durabila. *Teza de doctorat*. Universitatea "Dunarea de Jos", Galati, 2001, 193p.

Radu G., E. Anton, Mariana Golumbeanu, 2010 - State of the Romanian Black Sea Fisheries in the Last Decade. International Conference on Fishery and Aquaculture - A View Point Upon the Sustainable Management of the Water Resources in the Balkan Area. 26-28 May, 2010, Galati – ROMANIA, ISSN: 1311-5065 (in press).

Radu Gheorghe, Radu Elena, Simion Nicolaev, Eugen Anton, 2008 - Atlas al principalelor specii de peşti din Marea Neagră. Pescuitul marin romanesc. Editura VIROM, ISBN: 978-973-7895-33-5:293pp.

Radu Gheorghe, S.Nicolaev, E. Anton, Maria Yankova, Marina Panayotova, V. Raykov, 2010 – Sprat and turbot fisheries in the bulgarian and romanian Black Sea area. *Cercetari marine*. Recherches marines. INCDM. 39: 191 - 210, ISSN:0250-3069.

Rapoarte anuale de cercetare, 2006-2011 (INCDM « Gr. Antipa »)

Riley J.P., Chester R., 1971 – Introduction to Marine Chemistry. Academic Press London and New York, pp. 465.

Riley J.P., Chester R., 1971 – Introduction to Marine Chemistry. Academic Press London and New York, pp. 465.

Riley J.P., Skirrow G., 1965 – Chemical Oceanography, Vol.II. Academic Press London and

Sava D., 2006 – Algele macrofite de la litoralul românesc al Mării Negre. Ghid ilustrat. Ovidius University Press.

Selifonova, Zh.P., 2009. Marine Bioinvasion in Waters of Novorrosiysk Port of the Black Sea, *Biol. Morya*, vol. 35, no. 3, pp. 212–219.

Skolka M., Preda C., Stanciu C.,2010 – Specii invasive, marine si dulcicole, Grant CNCSIS/2007 – sistem de monitorizare si detectare rapida a speciilor invazive MODSIS, pp.1-153 (www. fise de prezentare - specii invazive)

Sorokin Y.A., 2002 - The Black Sea: Ecology and Oceanography, Biology of inland waters, Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, pp. 875.

Sorokin Yu.I., 2002, *Black Sea Ecology and Oceanography*. Amsterdam, "Backhuys Publishers", 875 p.

Staicu I., G. Radu, V. Maximov, Elena Radu, E. Anton, 2009 - Etat des populations des principales especes de poissons a valeur marchande du secteur marin roumain (1990- 2002). *Cercetari marine. Recherches marines*. 35:ISSN: 0250-3069:153-172.

Staicu I., V.Raykov, G.Radu. V.Maximov, Elena Radu, E.Anton, 2009 – Starea tendinţelor de evoluţie a stocurilor principalelor specii de peşti gregari din zona marină a României şi Bulgariei *Cercetări marine.* Recherches marines. INCDM. 38. ISSN:0250-3069.

STOICA E. 2001- Estimating the Water Quality of Romanian Black Sea Coast during 1990-2000, *Journal of Environmental Protection and Ecology*, Balkan Environmental Association, vol. 2: 482-487.

STOICA, E. 2002 – The presence and fate of faecal bacteria in the coastal Black Sea water (Romanian sector), *Science and Technology of Environmental Protection – Journal of the Independent Society for Environmental Protection*, vol. 9 (2): 56 – 63.

STOICA, E., COCIAŞU, A., COATU, V., OROS A., PIESCU, V. 2004. Present state of the Romanian Black Sea bathing waters quality, *Cercetări Marine - Recherches Marines*, Constanţa, vol. 35: 109-121.

The Global Invasive Species Programme, Manual privind managementul speciilor invazive marine si costiere, 2005

T-M, Cristescu et,al,{poster}-"Transparenţa apelor marine pe termen lung în zona României", simp, *Protecţia şi gestionarea durabilă a ecosistemului Mării Negre, imperativ al mileniului trei, ediţia a V-a,* 29 - 30 septembrie 2011, INCDM, Constanţa

Tsokur A.G., 1988 - Prima descoperire a icrelor de *Centhracanthus cirrus* Rafinesque (Centhracanthidae) în Marea Neagră. *Vaprosy ecologii*, **28**,2, p.329-331.

Turner RK (2004) Integrated environmental assessment and coastal futures. In: Vermaat JE, Turner RK, Salomons W, Bouwer L (eds). Managing European coasts, past present and future. Springer, Berlin;

U.S. E.P.A., 1999 Environmental Protection Agency, ,U.S. Department Of Health And Human Services Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999- *Toxicological Profile For Total Petroleum Hydrocarbons (TPH),pg.9*

U.S. E.P.A., 2003, Environmental Protection Agency, American Petroleum Institute,- *Test Plan Crude Oil Category-Robust Summary for Crude oil*, no.201-14858,

UNEP 1993. Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*. 6, p1-28.

UNEP 1993. Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*. 6, p1-28.

UNEP, 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*, 63, p1-73.

UNEP, 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*, 63, p1-73.

UNEP, 2002: Global Mercury Assessment, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, 270 p.

UNEP, 2005. Să salvăm lumea de POP: Ghid la Convenţia de la Stockholm privind poluanţii organici persistenţi

UNEP, 2006. Review of scientific information on lead, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, 171p. (http://www.chem.unep.ch);

UNEP, 2006: Review of scientific information on cadmium, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, 151 p. (http://www.chem.unep.ch);

Unluata U., T.Oguz, M.A.Latif şi E.Ozsoy, 1990 - Oceanografie fizică a strâmtorilor turceşti. In: Oceanografia fizică a stâmtorilor. J.L.Pratt (ed) NATO/ASI Series. Portrecht.Kluwer.*Academic Publishers*:25-60.

VELESCU S., PECHEANU I. 1984 – Effects antropiques mis en evidence dans les sediments arins de la zone Navodari - Mamaia Nord. *Cercetari marine*, IRCM Constanta, 17 : 297-304.

Vinogradov K.A., 1967 - Ihtiofauna câmpului de *Phyllophora* a lui Zernov. In:Biologiya severo-zapadnoy chasti Chernogo morya. Kiev, Naukova dumka:232-234.

WANG WX si FISHER NS , 1997. Modeling Metal Bioavailability for Marine Mussels (review). *Rev Environ Contam Toxicol*, 151, 39-65.

Water Pollution. Springer. ISBN 3540742913, 9783540742913, 380 p.

WHITE SL SI RAINBOW PS , 1985. On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. *Mar. Environ. Res*., 16, 215-229.

Zagorodnyaya, Yu. A., 2002. *Oithona brevicornis* in the Sevastopol Bay: is it a single event or a new invader in the Black Sea Fauna? Morskoy Ekologicheskiy Zhurnal (Marine Ecology Journal) 61: 43

Zaharia Tania, Micu D., Nita V., Maximov V., Mateescu R., Spinu A., Nedelcu M., Ganea G., Ursache C. (2011) Preliminary data on habitat mapping in the Romanian Natura 2000 marine sites. Journal of Environmental Protection and Ecology (in print).

Zaitsev Yu., Ozturk B (Eds.)., 2001 – Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov, and Caspian Seas, publicată de Turkys Marine Research Foundation, Istanbul, Turcia, 267 pp.

Zaitsev Yu., V.Mamaev, 1997 - Marine Biological Diversity in the Black Sea. A study of Change and Decline. United Nations Publications. New York, p.208.

Zaitsev Yu.P., & L.N.Polishchuk, 1984 - Creşterea numărului de *Aurelia aurita* (L.) în Marea Neagră. Ekologiya morya, 17:35-46.

Zaitsev Yu.P., 1992 - Situaţia ecologică a zonei de şelf din Marea Neagră. Gidrobiologgiya zhurnal, 28(4):3-18.

Zaitsev Yu.P., 1993 - Impactul eutrofizării asupra faunei din Marea Neagră Studies and Reviews, Roma, FAO, 64:63-86.

x x x , 2006 – 2011 - Rapoarte anuale de cercetare (INCDM).

Xxx http://apmvs.anpm.ro/pages/categorie/186

Xxx http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/crdoilct/c14858tc.htm

Xxx Monitorul Oficial al Romaniei (Oficial Journal), an. XIV, no. 350, 27.05.2002, p.1-4, *Hotărâre privind aprobarea Normelor de calitate pentru apa din zonele naturale amenajate pentru îmbăiere.*

Xxx The Council Directives: Bathing Water Directive 56/2008/EEC,

xxx, 2005/2011 – Rapoarte de expediţie

xxx, 2000 - 2011 - NIMRD Report

xxx, 2001 - 2004 - Rapoarte anuale privind starea de mediu INCDM "Grigore Antipa"

xxx, 2003 -2010 BSC Reports

xxx, 2005 – Evaluarea comunităţilor de macrofite din infralitoralul pietros, a florei şi a faunei asociate şi posibilităţi de conservare a unor specii cheie de la litoralul românesc al Mării Negre – Etapa I. Grant CNCSIS Nr. 27635.

xxx, 2011 – Evaluarea comunităţilor de macrofite de la litoralul românesc şi a posibilităţilor de valorificare a depozitelor de macroalge de pe plaje. Proiect PNCDI II - PARTENERIATE, Nr. 32-144/01.10.2008

Xxx, Expunere de motive la Legea Nr. 6 din 1 martie 2011, pentru aprobarea Ordonanţei de Urgenţă a Guvernului nr. 71/2010 privind stabilirea strategiei pentru mediul marin http://www.cdep.ro/proiecte/2010/600/00/3/em603.pdf

Xxx, http://europa.eu.int/cmm/environment/water

Xxx, http://www.chem.unep.ch