

**DETERMINAREA
STĂRII
ECOLOGICE BUNE
PENTRU APELE
ROMÂNEȘTI ALE
MĂRII NEGRE**

Iulie 2012

*DOCUMENT REALIZAT ÎN CONFORMITATE CU CERINTELE
DIRECTIVEI CADRU STRATEGIA PENTRU MEDIUL MARIN
(2008/56/CE)*

Lista persoanelor care au contribuit la realizarea acestui document.

L. Boicenco, F. Timofte, C. Dumitrache, O. Marin, T. Zaharia, G. Radu, L. Lazar, A. Oros, V. Coatu, D. Tiganus

Cuprins

1	INTRODUCERE	7
2	Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Diversitate Biologică” (D1)	8
2.1	Habitate pelagice.....	11
2.2	Habitate bentale.....	17
2.3	Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Specii de interes comercial” (D3) ..	22
2.4	Mortalitatea prin pescuit (F)	22
3	Caracterizarea Stării Ecologice Bune pentru Descriptorul "Eutrofizare" (D5)	25
3.1	Introducere.....	25
3.2	Nivelurile nutrienților	28
3.2.1	Concentrațiile nutrienților în coloana de apă	28
3.2.2	Rapoartele nutrienților (siliciu, azot și fosfor, acolo unde există) – acest indicator nu a fost utilizat în evaluările anterioare din Directiva-Cadru „Apă”	32
3.3	Efecte directe ale îmbogățirii cu nutrienți.....	33
3.3.1	Concentrațiile clorofilei în coloana de apă.....	33
3.3.2	Transparența apei.....	35
3.3.3	Abundența macroalgelor.....	36
3.3.4	Modificări în distribuția speciilor ca de ex: raportul diatomee/dinoflagelate, bentic/pelagic, înfloriri ale algelor toxice cauzate de activități umane	39
3.4	Efecte indirecte ale îmbogățirii cu nutrienți.....	40
3.4.1	Abundența algelor perene și efecte adverse cauzate de reducerea transparenței.....	40
3.4.2	Oxigen dizolvat – modificări datorate descompunerii cantităților mari de substanță organică și suprafața zonei afectate.	41
4	Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Contaminanți” (D8).....	45
4.1	Metale grele	45
4.2	Poluanții organici persistenți.....	46
4.3	Caracterizarea SEB (niveluri, tendințe, valori prag, ținte ce permit evaluarea atingerii SEB)....	48
5	Bibliografie	50

LISTĂ TABELE

Tabel 2-1 Descriptorul 1 detaliat cf. Anexei I din DCSM și criteriile asociate în legătură cu D4 și D6 (Decizia Comisiei 2010/477/EU)	9
Tabel 2-2 Schema de clasificare ape costiere - compoziția taxonomică.....	13
Tabel 2-3 Schema de clasificare ape costiere - abundența fitoplanctonului	13
Tabel 2-4 Schema de clasificare ape costiere - biomasa fitoplanctonului	13
Tabel 2-5 Schema de clasificare ape costiere – Biodiversity Index Menhinick și Evenness Index Sheldon.....	13
Tabel 2-6 Schema de clasificare ape costiere – indicele EEI.....	14
Tabel 2-7 Schema de clasificare ape costiere – indicele biotic AMBI	14
Tabel 2-8 Clasificare ape costiere – indicele biotic M-AMBI.....	14
Tabel 2-9 Indicatori propuși pentru stabilire stării ecologice bune pentru descriptorii D1, D4, D5 și D6.....	16
Tabel 2-10 Indicator al echilibrului biologic.....	23
Tabel 2-11 Proportia pestilor mai mari decăt lungimea medie la prima maturare sexuala.....	23
Tabel 3-1 Domenii de variație a concentrațiilor fosfaților (μM) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1959/1963-2007.....	28
Tabel 3-2 Domenii de variație ale concentrațiilor azotaților din apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007.....	30
Tabel 3-3 Domenii de variație a concentrațiilor amoniului (μM) din apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007	31
Tabel 3-4 Domenii de variație a concentrațiilor azotului anorganic dizolvat, DIN (μM) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007	31
Tabel 3-5 Valorile care caracterizează starea ecologică foarte bună (valori de fond) și valori care caracterizează starea ecologică bună pentru nutrienți – ape tranzitorii și costiere (Directiva Cadru „Apă”)	32
Tabel 3-6 Valori medii ale rapoartelor molare în apele costiere la Constanța.	32
Tabel 3-7 Valorile propuse pentru limitele claselor de calitate pe baza parametrului clorofila a – ape tranzitorii, Directiva-Cadru „Apă”.	34
Tabel 3-8 Valorile propuse pentru limitele claselor de calitate pe baza parametrului clorofila a, Vara, pentru Directiva-Cadru „Apă”.....	34
Tabel 3-9 Intervale de variație ale transparenței apelor de la litoralul românesc al Mării Negre..	36
Tabel 3-10 Lista de specii macroalgale prezente la litoralul românesc în perioada 1970-1981 (considerată ca perioadă de referință) comparativ cu anul 2006.....	37
Tabel 3-11 Starea oxigenului dizolvat în apele de la litoralul românesc al Mării Negre.....	43

LISTĂ FIGURI

Fig. 2-1 Harta apelor marine aflate sub jurisdicția României și a rețelei naționale de monitoring integrat.....	11
Fig. 3-1 Modelul DPSIR al eutrofizării de la litoralul românesc al Mării Negre.	26
Fig. 3-2 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale fosfaților - Constanța – 1959-2007	29
Fig. 3-3 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale azotaților - Constanța – 1976-2007.....	30
Fig. 3-4 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale amoniului la Constanța, 1980-2007.	31
Fig. 3-5 Evoluția raportului N/P mediu anual – Constanța – 1980-2011.....	33
Fig. 3-6 Variația sezonieră a clorofilei <i>a</i> în apele costiere românești, în anul 2011.	34
Fig. 3-7 Evoluția temporală a transparenței apelor la litoralul românesc al Mării Negre, valori mediane anuale, 1970-2007.....	35
Fig. 3-8 Proporția abundențelor (cel/l) principalelor grupe algale în totalul fitoplanctonului.	39
Fig. 3-9 Variația abundențelor (cel/l) diatomeelor și dinoflagelatelor, în apele marine ale litoralului românesc al Mării Negre.	40
Fig. 3-10 Evoluția anuală a medianelor oxigenului dizolvat, Est Constanta, 1963-2007.....	42

1 INTRODUCERE

Conform articolului 5 al Directivei Cadru Strategia marină pentru mediul marin (2008/56/CE) caracteristicile stării ecologice bune (GES) trebuie stabilite până la 15 iulie 2012 pe baza evaluării inițiale. Trebuie subliniat că abordarea fiecărui stat membru care împarte aceeași regiune marină, în cazul nostru România și Bulgaria, să fie armonizate într-un stadiu preliminar, astfel încât să existe un punct comun de plecare pentru procesele de evaluare ulterioare, precum și pentru stabilirea unui program de măsuri comun pentru atingerea stării ecologice bune a regiunii marine Marea Neagră până în 2020.

Prin urmare, starea ecologică bună este determinată la nivelul regiunii sau subregiunii marine, așa cum se menționează la articolul 9, pe baza descriptorilor calitativi prevăzuți în Anexa I.

Conform cerințelor directivei starea ecologică bună se stabilește pe baza celor 11 descriptori calitativi din Anexa I a DCSM. Pentru stabilirea caracteristicilor stării ecologice bune într-o regiune marină sau subregiune, Statele Membre trebuie să analizeze toți descriptorii, pentru stabilirea stării ecologice pentru regiunea marină în cauză. Dintre cei 11 descriptori s-au luat în considerare descriptorul 1 (care este în strânsă legătură cu descriptorii 4 și 6) și descriptorii 5 și 8, deoarece sunt reprezentativi pentru ecosistemul marin Marea Neagră, precum și datorită faptului că există seturi de date suficiente pentru stabilirea GES.

Conform Deciziei Comisiei Europene din 1 septembrie 2010 (2010/477/UE) privind criteriile și metodologiile pentru determinarea stării ecologice bune, pentru descrierea în detaliu a celor 11 descriptori s-au stabilit 29 de criterii și 56 de indicatori.

Există foarte puține proceduri de evaluare aplicabile la acest moment, și foarte puțini indicatori din Decizia Comisiei 2010/477/UE care sunt operaționali în momentul de față. Proceduri importante de evaluare a stării mediului s-au realizat în cadrul a numeroase directive precum Directiva-Cadru “Apă”, (DCA), Directiva “Habitat” (DH) sau Convenția pentru Protecția Mării Negre (Convenția de la București).

În principiu, au fost propuse două opțiuni pentru evaluarea integrată sau pentru stabilirea SEB în întreaga regiune marină:

- Ponderea egală a tuturor descriptorilor;
- Diferențierea descriptorilor în descriptori de stare (D1, D3, D4, D6) și descriptori de presiune (D2, D5, D7, D8, D9, D10, D11); evaluarea folosind descriptorii de stare; folosirea descriptorilor de presiune pentru a interpreta starea descriptorilor și măsurile rezultate.

2 Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Diversitate Biologică” (D1)

După adoptarea Directivei-Cadru „Strategia pentru mediul marin”, Comisia Europeană, în vederea implementării și obținerii unei abordării comune, coerente a obiectivelor directivei, a elaborat și aprobat Decizia Comisiei din 1 septembrie 2010 referitoare la criteriile și la standardele metodologice privind starea ecologică bună a apelor marine (2010/477/CE) care stabilește criteriile și standardele metodologice pentru determinarea caracteristicilor stării ecologice bune și stabilirea setului de obiective de mediu pentru fiecare descriptor.

Conform Anexei I Descriptorul 1:

“Se menține diversitatea biologică. Calitatea și densitatea habitatelor, precum și repartiția și abundența speciilor corespund condițiilor fiziografice, geografice și climaterice existente”.

Trebuie subliniat că

Diversitatea biologică este definită de Convenția privind Diversitatea Biologică (CBD, 1992) ca variabilitatea între organismele vii din toate sursele, *inter alia* terestre, marine și alte ecosisteme acvatice și complexe ecologice din care fac parte; aceasta include diversitatea în cadrul speciei, între specii și a ecosistemelor”.

În Directiva-Cadru “Strategia pentru mediul marin”, sintagma **stare ecologică bună (GES)** este definită în Art. 5 (5a, b) astfel:

„Stare ecologică bună” înseamnă starea ecologică a apelor marine care se definește prin diversitatea ecologică și dinamica oceanelor și a mărilor, care sunt curate, în bună stare sanitară și productive în cadrul condițiilor lor intrinseci și printr-o utilizare durabilă a mediului marin, salvagardându-se astfel potențialul acestuia pentru utilizările și activitățile generațiilor actuale și viitoare, și anume:

(a) structura, funcțiile și procesele ecosistemelor marine componente, care împreună cu factorii fiziografici, geografici, geologici și climaterici, permit ecosistemelor menționate să-și păstreze întreaga funcționalitate și capacitate de rezistență în fața schimbărilor ecologice induse de om. Speciile și habitatele marine sunt protejate, este prevenit declinul biodiversității datorat intervenției omului și funcționarea diferitelor componente biologice este în echilibru;

(b) proprietățile hidromorfologice, fizice și chimice ale ecosistemelor, inclusiv proprietățile care rezultă din activitățile umane din zona în cauză, susțin ecosistemele în maniera descrisă mai sus. Aportul de substanțe rezultate din activitățile umane și de energie, inclusiv zgomotul, în mediul marin nu provoacă efecte poluante.

Starea ecologică bună corespunde stării ecologice a ecosistemelor marine (definite prin componentele lor biotice și abiotice), în ceea ce privește structurile acestora, funcțiile și procesele dinamice care păstrează capacitatea lor de adaptare (rezistență) la schimbările induse de către activitățile umane. Este important de precizat că noțiunea de GES implică existența activităților umane și nu se referă deci la o stare lipsită de impact (în sensul unei stări de

referință). Biodiversitatea trebuie să fie conservată, iar gestionarea activităților antropice să se desfășoare într-o abordare ecosistemică. Acest fapt înseamnă că ansamblul de presiuni exercitate asupra mediului marin induse de aceste activități trebuie să fie menținute la un nivel compatibil cu atingerea stării ecologice bune și să permită utilizarea durabilă a bunurilor și a serviciilor oferite de aceste ecosisteme pentru generațiile prezente și viitoare.

Descriptorii și criteriile lor asociate se aplică la toate elementele diversității biologice (specii și habitate). Pentru a simplifica elaborarea obiectivelor și a indicatorilor pentru descriptorii privind Biodiversitatea, ne-am axat pe grupuri de habitat (pelagial și bental). Așa cum este prevăzut în Decizia Comisiei din 1 septembrie 2010, și rezumat în Tabel 2-1, câteva criterii au cerințe similare pentru mai mulți Descriptori. De ex. criteriul 1.6, "condiția habitatului", de la descriptorul 1 este comparabil cu criteriul 6.2 "Starea comunității bentale" de la descriptorul 6. De asemenea, criteriul 1.2. "Mărimea populației", de la descriptorul 1 și criteriul 4.3 "abundența / distribuția grupurilor/ speciile trofice cheie de la Descriptorul 4 sunt strâns legate.

Fiecare dintre criteriile care stau la stabilirea GES, enumerate în Decizia Comisiei 2010/477/EU, sunt însoțite de unul sau mai mulți indicatori. De exemplu, criteriul Starea Habitatului (1,6) poate fi măsurat și evaluat folosind trei dintre indicatorii enumerați în Decizia Comisiei, și anume „Starea speciilor și comunităților tipice” (1.6.1), „Abundența relativă și / sau biomasa”, după caz (1.6.2), și condițiile hidrologice fizice și chimice (1.6.3).

Tabel 2-1 Descriptorul 1 detaliat cf. Anexei I din DCSM și criteriile asociate în legătură cu D4 și D6 (Decizia Comisiei 2010/477/EU)

Descriptorul 1 – Biodiversitatea	
Se menține diversitatea biologică. Calitatea și densitatea habitatelor, precum și repartitia și abundența speciilor corespund condițiilor fiziografice, geografice și climaterice existente.	
Criterii SEB	
1.1. Distribuția speciilor	1.1.1. Aria de distribuție 1.1.2. Modelul de distribuție în cadrul ariei respective, dacă este cazul. 1.1.3. Aria acoperită de specie (pentru speciile sesile/bentonice)
1.2. Mărimea populațiilor speciilor	1.2.1. Abundența și/sau biomasa populației, după caz
1.3. Condiția populației speciilor	1.3.1. Caracteristicile demografice ale populației (de exemplu, structura în funcție de dimensiunea corporală sau de categorii de vârstă, raportul sexelor, rata de reproducere, ratele de supraviețuire/mortalitate) 1.3.2. Structura genetică a populației, acolo unde este cazul
1.4. Distribuția habitatelor	1.4.1. Aria de distribuție 1.4.2. Modelul de distribuție
1.5. Mărimea habitatelor	1.5.1. Mărimea habitatului 1.5.2. Volumul habitatului, dacă este cazul
1.6. Condiția habitatelor	1.6.1. Starea speciilor și comunităților caracteristice 1.6.2. Biomasa și/sau abundența relativă, după caz 1.6.3. Condițiile fizice, hidrologice și chimice
1.7. Structura ecosistemului	1.7.1. Compunerea și proporțiile relative ale componentelor ecosistemului (habitate și specii)
Descriptorul 4 – Lanțul trofic	
Toate elementele ce formează lanțul trofic marin, în măsura în care sunt cunoscute, sunt prezente la un nivel de abundență și diversitate normal, care este capabil să asigure abundența speciilor pe termen lung și păstrarea în totalitate a capacității lor reproductive.	
Criteriile SEB	

4.1. Productivitatea (producția pe unitatea de biomasă) a speciilor cheie sau grupe trofice	4.1.1. Productivitatea principalelor specii de prădători, utilizând producția acestora pe unitate de biomasă (productivitate)
4.2. Proporția speciilor selectate de la vârful lanțului trofic	4.2.1. Pești de talie mare (greutate)
4.3. Abundența / distribuția grupelor trofice cheie /specii	4.3.1. Tendințe privind abundența grupurilor/speciilor selectate importante din punct de vedere funcțional
Descriptorul 6 - Integritatea sedimentelor marine	
Structura sedimentului marin este cea care asigură faptul că structura și funcțiile ecosistemului sunt protejate, iar ecosistemele bentonice, în special, nu sunt afectate în mod negativ.	
6.1. Pierderi fizice referitoare la caracteristicile substratului	6.1.1. Tipul, abundența, biomasa și întinderea substratului biogen relevant 6.1.2. Suprafața de fund de mare afectată în mod semnificativ de activitățile umane pentru diferitele tipuri de substraturi
6.2. Condiția comunității bentale	6.2.1. Prezența unor specii deosebit de sensibile și/sau tolerante 6.2.2. Indici multimetrici de evaluare a stării și funcționalității comunității bentonice, precum diversitatea și bogăția de specii, proporția de specii oportuniste în raport cu speciile sensibile 6.2.3. Proporția biomasei sau a numărului de exemplare din macrobentos care depășesc o anumită lungime /dimensiune dată 6.2.4. Parametri care descriu caracteristicile (forma, panta continentală și fragmentarea) spectrului de dimensiuni al comunității bentonice
Descriptorul 5 – Eutrofizarea	
Eutrofizarea datorată activităților umane este redusă la minimum, în special efectele adverse ale acesteia, precum pierderea biodiversității, degradarea ecosistemelor, înflorirea nocivă a algelor și dezoxigenarea apelor de fund.	
5.2. Efectele directe ale îmbogățirii cu nutrienți	5.2.4. Schimbări la nivelul speciilor în ceea ce privește compoziția florei, cum ar fi proporția dintre diatomee și flagelate, dintre bentonice și pelagice, precum și înflorirea speciilor de alge perturbatoare/toxice (de exemplu, cianobacteriile) cauzate de activități umane

Fiecare nivel ecologic (ecosistem, comunitate, grupă funcțională, specie) implică scări de evaluare diferite în funcție de problemele considerate. Raportul Task Group 1 - Biodiversitate (Cochrane *et al.*, 2010) recomandă ca evaluarea să se realizeze la nivel de „zone de evaluare ecologică”, care ar trebui să analizeze atât componentele, cât și să arate scara la care măsurătorile sunt fezabile.

Pentru DCSM, raportarea în ceea ce privește GES trebuie făcută la nivel de regiuni sau subregiuni marine (definite în art. 4 al Directivei). Fiecare stat membru are posibilitatea de a-și împărți zonele marine aflate sub jurisdicția sa (Fig. 2-1). Ținând cont de dinamica ecosistemelor marine și de schimbările climatice, compoziția și abundența speciilor se pot schimba progresiv în toate comunitățile și subregiunile marine. Așa cum am precizat anterior lipsa datelor ne-a determinat să luăm în considerare pelagialul și bentalul

Criteriile de delimitare a componentelor principale a habitatelor pelagice:

- ape costiere și tranzitorii conform DCA: caracterizate prin adâncimi reduse, propice dezvoltării fitobentosului (macroalge, fanerogame) și prin aporturi continentale de nutrienți și contaminanți,

- apele platoului continental - ape sub influența Dunării și ape marine, cu presiuni diverse și comunități particulare de specii,
- ape de larg.

Criteriile de delimitare a componentelor habitatelor bentale:

- compartimentarea în funcție de substrat (substrat dur sau mobil), la rândul ei împărțită în funcție de hidrodinamism (granulometrie) și de gradul de pătrundere a luminii (în funcție de adâncime și turbiditate),
- gradientul coastă/larg: pentru fiecare tip de substrat, delimitare în funcție de condițiile de stres (legat de condițiile hidrologice).

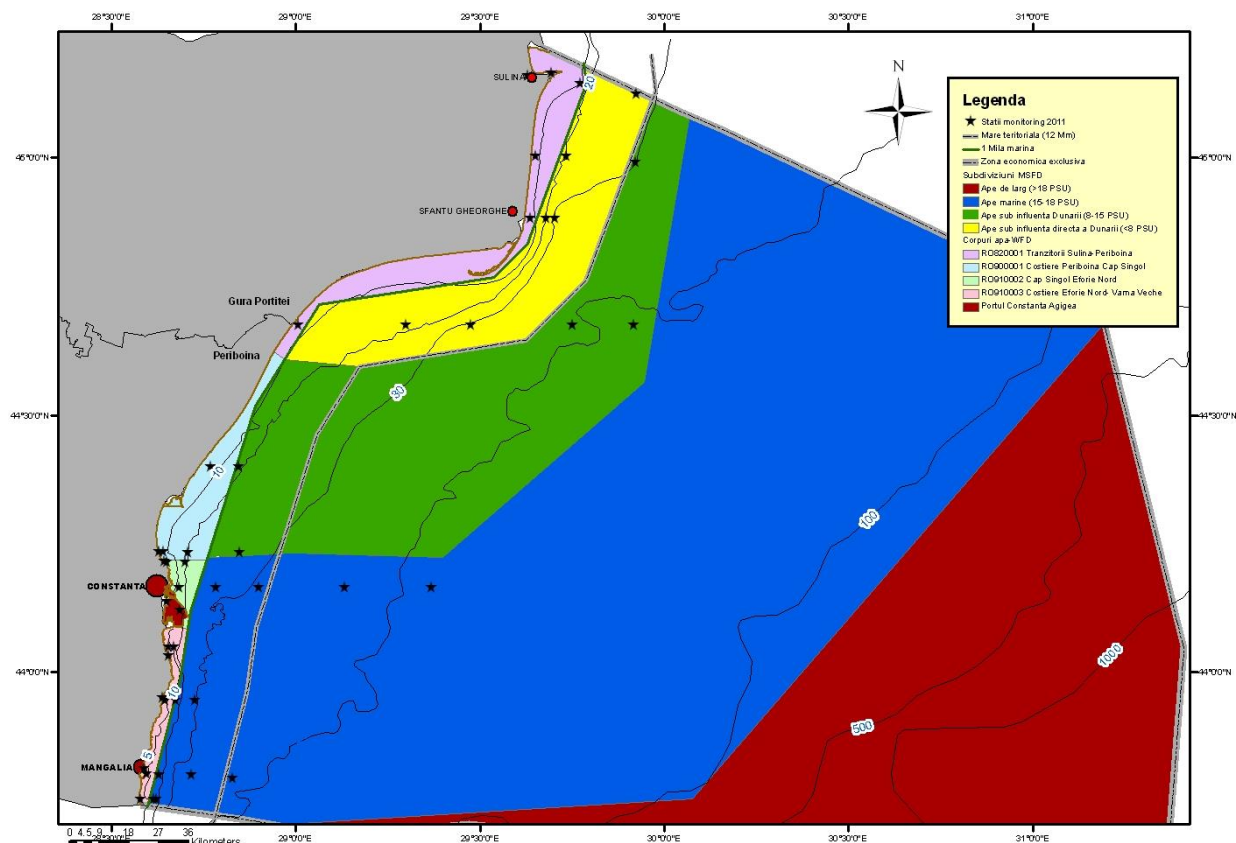


Fig. 2-1 Harta apelor marine aflate sub jurisdicția României și a rețelei naționale de monitoring integrat.

2.1 Habitate pelagice

Coloana de apă este o parte importantă a ecosistemului marin și adeseori este definit ca fiind un habitat pelagic. Planctonul este constituit din organisme mici și microscopice, care se deplasează odată cu masele de apă ale mării; acesta include bacteriile, fitoplanctonul (algele microscopice), zooplancton (protozoarele unicelulare, copepodele), precum și organisme macroscopice, respectiv juvenili de pește, meduze. Comunitățile planctonice formează o parte esențială a rețelei trofice din pelagial, care ajută la susținerea structurii comunității pelagice și a ecosistemului marin în ansamblul său. Planctonul, populațiilor/speciilor ce intră în componența lui, contribuie la îndeplinirea funcțiilor ecosistemului respectiv funcția energetică, transferul de

materie și informație. Prin urmare, planctonul cuprinde o componentă integrală și vital esențială a rețelei trofice pelagiale, adică o parte importantă a ecosistemului marin.

Impactele asupra planctonului sunt exercitate de o varietate de presiuni umane gestionabile. Aportul de nutrienți afectează compoziția comunităților planctonice și biomasa ca o presiune ascendentă (*bottom-up pressure*)(D5). Pescuitul (D3), precum și D1, D4, D6 au influență asupra planctonului care conduc la schimbări în biomasele fito- și zooplanctonului și compoziția comunităților planctonice, în particular în termenii afectării ecosistemului din presiuni multiple. Suprapescuitul poate avea impact asupra rețelei trofice din plancton până la nivelul planctonului gelatinos, mai puțin a ihtioplanctonului, deoarece acesta este scos din sistem.

Un exemplu bun pentru ilustrarea absenței unui management al presiunilor antropogene asupra planctonului, care a dus la o degradare severă a ecosistemului, este ceea ce s-a întâmplat în perioada 1970-1980 în Marea Neagră. Pescuitul excesiv, aportul crescut de nutrienți, modificările morfologice apărute după construcția barajelor de pe Dunăre și pătrunderea ctenoforului prădător *Mnemiopsis leidyi* (specie invazivă), au transformat Marea Neagră într-un ecosistem vulnerabil (Mee, 1992). Presiunile antropogene cumulative au dus la creșterea biomasei fitoplanctonice urmate de hipoxie (scăderea concentrației în O₂ în domeniul batial); pierderea comunităților bentale și a capacității de filtrare ca urmare a hipoxiei; creșterea numărului și severității înfloririlor algale; modificări în compoziția fito- și zooplanctonului; degradarea rezilienței ecosistemului care a dus la stabilirea și proliferarea ctenoforului invadator *Mnemiopsis*, care este competitor la hrană cu ihtioplanctonul, urmată de alterarea rețelei trofice și transformarea acesteia într-o rețea dominată de planctonul gelatinos. Trebuie subliniat că deși starea ecologică a regiunii marine Marea Neagră s-a îmbunătățit datorită măsurilor de protecție stabilite în procesul de implementare a directivelor europene din domeniul apelor de către țările dunărene, totuși ecosistemul rămâne vulnerabil la presiunile antropice.

Schimbările în dinamica planctonului, observate prin monitoring, sunt recunoscute ca fiind unii dintre cei mai sensibili indicatori biologici la efectele schimbărilor de mediu din mări și oceane. Una dintre problemele cheie în stabilirea indicatorilor planctonului este nevoia de a decela modificările datorate presiunilor antropice de cele produse de variabilitatea naturală (în timp și spațiu). Mai mult, marea varietate a speciilor care constituie planctonul face ca o mare cantitate de informație să necesite să fie rezumată. Ceea ce necesită o organizare a planctonului pe grupe de specii care îndeplinesc funcțiuni similare în habitatul planctonic.

O parte dintre indicatorii definiți în Directiva-Cadru “Apă” pentru fitoplancton sunt deja operaționali și pot fi utilizați pentru definirea stării ecologice bune. Parametrii importanți pentru elementul biologic fitoplancton sunt enumerați mai jos, împreună cu limitele pentru fiecare clasă de calitate:

1) speciile tip strategie C, reprezentând proporția din total a abundenței dinoflagelatelor (DE% - *Heterocapsa rotundata*, *Heterocapsa triquetra*, *Scrippsiella trochoidea*, *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum micans* și *Gymnodinium/Gyrodinium*) (Smayda, Reynolds, 2003).

2) suma abundențelor a 3 grupuri taxonomice (microflagelate + euglenoficee + cianobacterii) din totalul abundenței fitoplanctonului (pentru sezonul de vară).

Tabel 2-2 Schema de clasificare ape costiere - compoziția taxonomică

Compoziția taxonomică	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Microflagellates, Euglenophyceae, Cyanobacteria (MEC) - % total abundance	2	25	50	75	>75
<i>Heterocapsa rotundata</i> , <i>Heterocapsa triquetra</i> , <i>Scrippsiella trochoidea</i> , <i>Prorocentrum minimum</i> , <i>Prorocentrum micans</i> and <i>Gymnodinium/Gyrodinium</i> (C strategy species -% of the total abundance of Dinoflagellates)	2	25	50	75	>75
EQR	1	0.75	0.50	0.25	

3) abundența (cel/l) și biomasa (mg/m³) fitoplanctonului;

Tabel 2-3 Schema de clasificare ape costiere - abundența fitoplanctonului

Vară					
Metric	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Abundența totală (10 ³ cel/l)	500	501-600	601-1600	1601-3000	>3000
EQR	1	0.8	0.45	0.16	

Tabel 2-4 Schema de clasificare ape costiere - biomasa fitoplanctonului

Summer					
Metric	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Biomasa (mg/m ³)	750	751- 900	901- 2500	2501– 5000	>5000
EQR	1	0.8	0.42	0.17	

4) doi indici de diversitate - **Biodiversity Index Menhinick (1964)** și **Evenness Index Sheldon (1969)** au fost dezvoltați, pentru prima dată, ca parametru pentru fitoplancton la Marea Mediterană (Spatharis S., G. Tsirtsis, 2010), ei fiind adoptați și verificați și la Marea Neagră.

Tabel 2-5 Schema de clasificare ape costiere – Biodiversity Index Menhinick și Evenness Index Sheldon

Metric	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Index Menhinick (1964)	0.19-0.15	0.15-0.09	0.09-0.05	0.05-0.03	0.03-0.01
Index Sheldon (1969)	0.96-0.77	0.77-0.46	0.46-0.30	0.30-0.21	0.21-0.09

Pentru elementul biologic macroalge, în vederea îndeplinirii cerințelor Directivei Cadru Apă s-a aplicat indicele EEI (Ecological Evaluation Index), exprimat în funcție de indicele EQR (Ecological Quality Ratio), aplicat într-o formă modificată (Dencheva K., 2011), adaptată condițiilor Mării Negre (cu un număr redus de specii fitobentale comparativ cu alte mări), astfel că rezultatele au fost exprimate utilizând biomasa umedă a speciilor identificate și nu numărul de specii cum propune forma inițială a indicelui (Orfanidis S. *et al.*, 2001). Acest indice dorește să caracterizeze din punct de vedere ecologic stația analizată. Fiecare specie macroalgă identificată este încadrată în grupe ecologice conform toleranței la condițiile de mediu, respectiv ESG IA, ESG IB – specii perene indicatoare de zone mai puțin poluate și ESG IIB, ESG IICa, ESG IICb - specii oportuniste, capabile de a se dezvolta în zone eutrofizate, cu o capacitate de

dezvoltare foarte ridicată (ex. *Ceramium*, *Cladophora*, *Ulva*). În vederea calculării indicelui EEI-EQR, se determină biomasa medie proaspătă pentru speciile oportuniste (ESG II), și sensitive (ESG I). O dominanță cantitativă a speciilor perene, sensitive la o anumită stație înseamnă o stare ecologică superioară, cunoscându-se faptul că aceste specii nu se pot dezvolta decât în ape de o calitate bună (ex. *Cystoseira barbata*, *Zostera noltii*). Limitele acestui indice sunt prezentate în tabelul următor:

Tabel 2-6 Schema de clasificare ape costiere – indicele EEI

Biomass proportions of sensitive and tolerant species	EI	Ecological state class	EI-EQR
80-100%ESGI;0-20%ESGII	>8-10-EI	High	0,8-1
60-80%ESGI; 20-40%ESGII	>6-8 -EI	Good	0,6-0,8
40-60%ESGI; 40-60%ESGII	>4-6 -EI	Moderate	0,4-0,6
0-40%ESGI; 60-100%ESGII	>2-4 -EI	Poor	0,2-0,4
0-100%ESGIICa	0 -1 -EI	Bad	0-0,1
0-100%ESGII(A+B)	>1-2 -EI		0,1-0,2

Pentru a determina starea ecologică bună a mediului marin, prin prisma elementului de calitate – macrozoobentosul - au fost utilizați indici biotici specifici care evaluează răspunsul comunităților bentale la presiunea antropică asupra calității mediului acvatic.

Un astfel de indice biotic propus a fi utilizat pentru clasificarea stării de calitate ecologică este indicele biotic AMBI (A. Borja, 2000). Acest indice combină procentul relativ al diferitelor grupe de specii ecologice într-o formula numerică dând astfel, o serie de valori continue delimitate prin limite între diferite clase.

Indexul Biotic AMBI se aplică pentru substrat nisipos folosind software AMBI luând în calcul, ca parametru de baza pentru evaluarea stării ecologice a corpului de apă investigat, compoziția taxonomică (număr specii) și densitatea speciilor macrobentale identificate. Rezultatul este un număr cuprins între 0 și 6 (7 pentru sediment azoic) fiind împărțit în 5 clase ecologice, de la comunități curate (pure) la comunități foarte perturbate (sensu Grall și Glemarec, 1997) sau de la stare foarte bună la stare foarte proastă (sensu Directiva Cadru Ape).

Tabel 2-7 Schema de clasificare ape costiere – indicele biotic AMBI

Ecological status	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Range	0.2 < AMBI ≤ 1.2	1.2 < AMBI ≤ 3.3	3.3 < AMBI ≤ 4.3	4.3 < AMBI ≤ 5.5	5.5 < AMBI ≤ 7.0
EQR	≥ 0.83	0.53	0.39	0.21	< 0.21

Pe lângă acesta pentru o mai bună interpretare a datelor și a veni în completarea indicelui biotic AMBI a fost elaborată o altă variantă de calcul - Multivariate AMBI (M-AMBI) care combină valorile AMBI cu componente diverse, cum ar fi indicele de diversitate, Shannon – Wiener, H' și bogăția în specii (S) (Muxica et al., 2006).

Tabel 2-8 Clasificare ape costiere – indicele biotic M-AMBI

Ecological status	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Range	M-AMBI ≥ 0.85	0.85 > M-AMBI ≥ 0.55	0.55 > M-AMBI ≥ 0.39	0.39 > M-AMBI ≥ 0.20	0.20 > M-AMBI
EQR	≥ 0.85	0.55	0.39	0.20	< 0.20

O serie de indicatori care pot detecta semnalele timpurii ale modificărilor survenite în habitatele pelagiale și bentale a fost identificată și măsura în care acești indicatori pot deveni operaționali a fost analizată conform Tabel 2-9 Măsura în care acești indicatori propuși pot fi aplicați este conform scării de mai jos:

1 = indicatorul trebuie dezvoltat, operațional din 2018
2 = date lipsă, operațional din 2014 când va începe monitoringul conform DCSM
3 = date disponibile (2012), dar nu există un nivel de referință
4 = operațional din 2012

Tabel 2-9 Indicatori propuși pentru stabilire stării ecologice bune pentru descriptorii D1, D4, D5 și D6

Criteriaul privind Starea Ecologică Buna cf. Dec.Com.	Indicator cf. Dec.Com.	Componenta ecosistemului	Indicator propus	Grad de aplicare
Descriptorul 1 - Biodiverstare				
1.4. Distribuția habitatelor	1.4.1 Aria de distribuție	Flora si fauna bentala	Specii vulnerabile ale florei bentale (Phyllophora neovosa, Zostera noltii, Cystoseira sp.,)	2
		Flora si fauna bentala	Specii vulnerabile ale faunei bentale (Mytilus galloprovincialis, Chamelea gallina)	3
		Plancton	Raportul diatomee / Dinoflagelate	3
		Plancton	Raportul Copepode / fitoplancton	3
1.6. Starea habitatelor	1.6.1 Starea speciilor și comunităților caracteristice	Flora si fauna bentala	Compozitia in specii	3
		Flora si fauna bentala	Specii ale florei bentale (Ecological Index (EI))	2
		Flora si fauna bentala	Fauna bentala AMBI si M-AMBI	3
		Plancton	Raportul zooplancton trofic / netrofic	3
	1.6.2 Biomasa și/sau abundența relativă, după caz	Flora si fauna bentala	Macroalge oportuniste	3
		Plancton	Biomasa fitoplanctonului	4
1.7. Structura ecosistemului	1.7.1 Componerea și proporțiile relative ale componentelor ecosistemului (habitate și specii)	Plancton	Fitoplancton (Microflagellates+Euglenophyceae+Cyanophyceae - MEC % of total abundance, index of Menhinic and Index of Sheldon, Integrated Biological Index - IBI)	4
		Plancton	Compozitia fito si zooplanctonul, abundența, biomasa si tendinte	3
		Plancton	Fitoplancton si Zooplancton Indici de diversitate Shannon si Pielou-Evenness	3
		Flora si fauna bentala	Specii de flora bentala (Indici de diversitate Shannon)	3
		Flora si fauna bentala	Specii de fauna bentala (Indici de diversitate Shannon)	3
Descriptorul 4 - Reteaua trofica				
4.3. Abundența / distribuția grupelor trofice cheie /specii	4.3.1. Tendințe privind abundența grupurilor/speciilor selectate importante din punct de vedere funcțional	Plancton	Proportia diatomeelor din totalul biomasei fitoplanctonice	1
		Plancton	Biomasa zooplanctonului trofic	1
		Plancton	Biomasa Mnemiopsis leidyi (4 g/m3 ca prag)	1
		Flora si fauna bentala	Tendinte in specii cheie ale populatiilor de macroalge (Phyllophora neovosa, Cystoseira barbata, Zostera noltii)	3
		Flora si fauna bentala	Tendinte in specii cheie ale populatiilor de macrozoobentos (Mytilus galloprovincialis, Rapana,)	3
Descriptorul 5 - Eutrofizare				
5.2. Efectele directe ale îmbogățirii cu nutrienți	5.2.4. Schimbări la nivelul speciilor în ceea ce privește compoziția florei	Plancton	Frecvența infloririlor cu dinoflagelate în primavara-vara	3
		Plancton	Raportul de biomasa dintre diatomee și dinoflagelate în primavara	3
	5.3.1. Abundența algelor și a ierburilor de mare perene (de exemplu zosterele) perturbate de scăderea transparenței apei	Flora si fauna bentala	Biomasa de Cystoseira barbata	3
		Flora si fauna bentala	Abundența macrofitelor și fanerogamelor	3
Descriptorul 6 - Integritatea fundului mării				
6.2. Starea comunității bentale	6.2.1. Prezența unor specii deosebit de sensibile și/sau tolerante	Flora si fauna bentala	Dispariția speciilor de macroalge vulnerabile	1
	6.2.2. Indici multimetrici de evaluare a stării și funcționalității comunității bentonice, precum diversitatea și bogăția de specii, proporția de specii oportuniste în raport cu	Flora si fauna bentala	Indicele Shannon pentru zoobentos	1
		Flora si fauna bentala	Indexul AMBI and M-AMBI	1 (4 DCA)
		Flora si fauna bentala	Indexul EEI pentru macroalge	1 (4 DCA)

2.2 Habitate benthice

Gestionarea siturilor marine Natura 2000 se poate confrunta cu anumite obstacole ca urmare a complexității unor situri, precum și ca urmare a costurilor activității desfășurate în acest mediu. Procesul de decizie al unor acțiuni care urmează a fi puse în aplicare, mai ales dincolo de marea teritorială (nu este cazul în momentul de față, pentru cele șase situri marine declarate ca urmare a cerintelor Directivei “Habitate”) poate prezenta, de asemenea, un anumit grad de complexitate datorită participării unui număr mai mare de instituții comunitare sau internaționale. Pe de altă parte, numărul total al părților interesate din aceste zone este, în mod normal, mai redus decât în zonele aflate în apropierea coastei sau pe uscat. Sistemele adecvate de monitorizare trebuie să susțină sisteme corespunzătoare de gestionare care să găsească o soluție la amenințările existente și să verifice dacă obiectivele de conservare sunt atinse.

Secțiunea „Conservarea habitatelor naturale și a habitatelor speciilor” din Directiva “Habitate” 92/43/CEE tratează problema instituirii și conservării rețelei Natura 2000. La acest capitol, articolul 6 stipulează unele prevederi care guvernează conservarea și gestionarea siturilor Natura 2000. Articolul în cauză conține trei serii principale de prevederi:

- articolul 6(1) stipulează instituirea măsurilor necesare de conservare și se axează pe participările pozitive și proactive. Principalul obiectiv vizează întreținerea sau refacerea habitatelor și a speciilor la o „stare favorabilă de conservare”;
- articolul 6(2) stipulează unele măsuri privind evitarea deteriorării habitatelor și a tulburării într-o mare măsură a speciilor. Se pune astfel accentul pe măsuri preventive;
- articolele 6(3) și 6(4) stipulează o serie de măsuri de siguranță procedurală și de sine stătătoare, planuri și proiecte de guvernare care pot exercita o influență considerabilă asupra unui sit Natura 2000.

Comisia Europeană a publicat două documente de referință privind gestionarea activităților umane în strânsă legătură cu siturile Natura 2000. Primul dintre acestea se numește *Gestionarea siturilor Natura 2000, prevederile articolului 6 din Directiva Habitate 92/43/CEE*. Cel de-al doilea document, *Evaluarea planurilor și proiectelor care exercită o influență considerabilă asupra siturilor Natura 2000*, oferă consultanță metodologică privind prevederile articolelor 6(3) și (4) din Directiva “Habitate” 92/43/CEE, în ceea ce privește evaluarea planurilor și proiectelor care exercită o influență considerabilă asupra siturilor Natura 2000.

Directiva 85/337/CEE a Consiliului, din 27 iunie 1985 *privind evaluarea efectelor anumitor proiecte publice și private asupra mediului* (Directiva EIM), verifică dacă impactul proiectelor asupra mediului este identificat și evaluat anterior acordării autorizației necesare. Autoritățile publice și de mediu vor fi consultate în ceea ce privește aplicarea în vederea obținerii acordului în materie de dezvoltare și informațiilor referitoare la mediu, iar rezultatele acestor consultări vor fi luate în considerare în cadrul procedurii de autorizare a proiectului. Publicul va fi informat despre decizia ulterioară.

Măsurile de conservare care urmează a fi instituite vor avea ca scop întreținerea sau readucerea speciilor și a habitatului, pentru care a fost desemnat situl, la un stadiu corespunzător de conservare. Elementele naturale protejate care fac obiectul unor presiuni similare necesită o protecție similară. Cu toate acestea, în funcție de poziția sitului și tipul măsurii necesare, responsabilitatea privind punerea în aplicare acestor măsuri poate varia.

Situl ROSCI 0197 Plaja submersă de la Eforie

Obiectivele de conservare prioritare pentru situl ROSCI 0197 Plaja submersă de la Eforie sunt menținerea stării de bună conservare pentru habitatele 1140-3 și 1110-3, care ating aici cea mai bună stare de conservare și cea mai mare reprezentativitate din România, inclusiv conservarea speciilor caracteristice *Donacilla cornea* și *Donax trunculus*. De asemenea trebuie protejate speciile de pești și mamifere din Anexa II a Directivei Habitate care sunt prezente în sit: *Tursiops truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Alosa immaculata* și *Alosa tanaica*.

Obiective	Indicatori	Valori limită
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1140-3 Nisipuri mediolitorale	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Granulometria nisipului din habitat Densitatea populației de <i>Donacilla cornea</i> Dimensiunea maximă a exemplarelor de <i>Donacilla cornea</i> (lungimea cochiliei)	2.06 ha =0 $\varphi_{\text{mediu}} \geq 0,866\text{mm}$ $\geq 3300 \text{ ind. m}^{-2}$ 22-24 mm SL
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1110-3 Nisipuri fine de mică adâncime	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Granulometria nisipului din habitat Densitatea populației de <i>Donax trunculus</i> Dimensiunea maximă a exemplarelor de <i>Donax trunculus</i> (lungimea cochiliei)	43.55 ha =0 $\varphi_{\text{mediu}} \geq 0,5\text{mm}$ $\geq 200 \text{ ind. m}^{-2}$ 45-50mm SL
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Alosa immaculata</i> și <i>A. tanaica</i>	Prezența juvenililor în captură la pescuitul științific cu năvodul de plajă	$\geq 3 \text{ ind. toană}^{-1}$
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Tursiops truncatus</i>	Prezența afalinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada iunie-octombrie	1-5 ind. zi ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Phocoena phocoena</i>	Prezența marsuinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada martie-decembrie	1-5 ind. zi ⁻¹

Situl ROSCI0273 Zona marina Cap Tuzla

Obiectivele de conservare prioritare pentru situl ROSCI0273 Zona marina Cap Tuzla sunt menținerea stării de bună conservare pentru habitatele 1170 cu multiple subtipuri și 8330, unic în România, inclusiv conservarea speciilor caracteristice *Hemimysis serrata*, *Halichondria panicea* și *Tricolia pullus*.

Până de curând, habitatul 1140 avea aici o mare valoare conservativă datorită existenței litoralului stâncos natural, care nu este prezent în România decât în câteva puncte (Agigea, Tuzla, Costinești, Vama Veche). Din păcate, acesta a fost complet distrus în 2010 și 2011 prin lucrări hidrotehnice de protecție costieră.

De asemenea trebuie protejate speciile de pești și mamifere din Anexa II a Directivei Habitate, care sunt prezente în sit: *Tursiops truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Alosa immaculata* și *A. tanaica*.

Obiective	Indicatori	Valori limită
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1170-9 Stânca infralitorală cu <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Acoperirea cu <i>Mytilus</i> în interiorul habitatului Dimensiunea mediană a exemplarelor de <i>Mytilus galloprovincialis</i> (lungimea cochiliei) Biomasa vie a <i>Mytilus galloprovincialis</i> Frecvența decapodului <i>Eriphia verrucosa</i> în patrate de 1 m ²	≥ 586.23 ha = 0 ≥ 80% ≥ 50 mm SL ≥ 7000 g m ⁻² ≥ 30%
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 8330 Pesteri marine total sau parțial submerse	Colmatarea habitatului Densitatea populației de <i>Halichondria panicea</i> în habitat	=0 ≥ 1 colonie m ⁻²
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Alosa immaculata</i> și <i>A. tanaica</i>	Prezența juvenilor în captură la pescuitul științific cu năvodul de plajă	≥ 3 ind. toană ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Tursiops truncatus</i>	Prezența afalinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada iunie-octombrie	5-20 ind. zi ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Phocoena phocoena</i>	Prezența marsuinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada martie-decembrie	5-20 ind. zi ⁻¹

Situl ROSCI0094 Izvoarele sulfuroase submarine de la Mangalia

Obiectivele de conservare prioritare pentru situl ROSCI0094 Izvoarele sulfuroase submarine de la Mangalia sunt menținerea stării de bună conservare pentru habitatele 1110-1, 1110-7 și 1170-8, care ating aici cea mai bună stare de conservare și cea mai mare reprezentativitate din România, inclusiv conservarea speciilor caracteristice *Zostera noltii*, *Cystoseira barbata*, *Arenicola marina* și *Necallianassa truncata*. De asemenea trebuie protejate speciile de pești și mamifere din Anexa II a Directivei Habitate care sunt prezente în sit: *Tursiops truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Alosa immaculata* și *Alosa tanaica*.

Obiective	Indicatori	Valori limită
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1110-1 Nisipuri fine, curate sau ușor măloase, cu pajiști de <i>Zostera noltii</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Acoperirea cu <i>Z. noltii</i> în interiorul pajistilor Înălțimea frunzelor de <i>Z. noltii</i> în iunie Extinderea anuală a rizomilor de <i>Z. noltii</i> în zonele de creștere ale pajistilor Biomasa foliară a <i>Z.noltii</i> Frecvența decapodului <i>Palaemon adspersus</i> în patrate de 1 m ²	≥ 2.43 ha ≤ 3 campuri ≥ 50% ≥ 70 cm ≥ 70 cm ≥ 1600 g m ⁻² 100%
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1110-7 Nisipuri de mica adancime bioturbate de <i>Arenicola</i> și <i>Necallianassa</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Densitatea populației de <i>Arenicola marina</i> Densitatea populației de <i>Necallianassa truncata</i>	28.63 ha =0 ≥ 0.1 ind. m ⁻² ≥ 1 ind. m ⁻²
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1170-8 Stânca infralitorală cu alge fotofile - centuri de <i>Cystoseira arbata</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Acoperirea cu <i>Cystoseira barbata</i> în interiorul campurilor Înălțimea talurilor de <i>Cystoseira barbata</i> în sezonul rece Biomasa umedă a <i>Cystoseira barbata</i> fără epifite Frecvența exemplarelor tinere de <i>Cystoseira</i> în patrate de 1 m ²	43.8 ha ≤ 2 campuri ≥ 50% ≥ 100 cm ≥ 3000 g m ⁻² ≥ 50%
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Alosa immaculata</i> și <i>A. tanaica</i>	Prezența juvenilor în captură la pescuitul științific cu năvodul de plajă	≥ 3 ind. toană ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Tursiops truncatus</i>	Prezența afalinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada iunie-octombrie	5-20 ind. zi ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Phocoena phocoena</i>	Prezența marsuinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada martie-decembrie	5-20 ind. zi ⁻¹

Situl ROSCI0269 Vama Veche - 2 Mai

Obiectivele de conservare prioritare pentru situl ROSCI0269 2 Mai - Vama Veche sunt atingerea stării de bună conservare pentru habitatele 1170-10 cu *Pholas dactylus*, 1170-8 cu *Cystoseira barbata* și 1170-2 cu *Mytilus galloprovincialis*, care se află toate într-o stare ușor degradată, inclusiv conservarea speciilor reprezentative *Cystoseira barbata*, *Pholas dactylus* și *Corallina officinalis*. De asemenea trebuie protejate speciile de pești și mamifere din Anexa II a Directivei Habitare care sunt prezente în sit: *Tursiops truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Alosa immaculata* și *Alosa tanaica*.

Obiective	Indicatori	Valori limită
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1170-7 Stâncă mediolitorală inferioară	Suprafața ocupată de habitat Acoperirea cu <i>Corallina officinalis</i> în interiorul campurilor	≥ 2.43 ha $\geq 50\%$
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1170-10 Bancuri infralitorale de argila sau marna cu <i>Pholadidae</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Densitatea populației de <i>Pholas dactylus</i> Frecvența juvenilor de <i>Pholas dactylus</i> în patrate de 1 m ² Dimensiunea maximă a exemplarelor de <i>Pholas dactylus</i> (lungimea cochiliei)	0.19 ha =0 ≥ 1500 ind. m ⁻² $\geq 50\%$ 70mm SL
Mentineră stării de bună conservare pentru habitatul 1170-8 Stâncă infralitorală cu alge fotofile – centuri de <i>Cystoseira barbata</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului Acoperirea cu <i>Cystoseira barbata</i> în interiorul campurilor Înălțimea talurilor de <i>Cystoseira barbata</i> în sezonul rece Biomasa umeda a <i>Cystoseira barbata</i> fara epifite Frecvența exemplarelor tinere de <i>Cystoseira</i> în patrate de 1 m ²	0.95 ha ≤ 2 campuri $\geq 50\%$ ≥ 100 cm ≥ 3000 g m ⁻² $\geq 50\%$
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Alosa immaculata</i> și <i>A. tanaica</i>	Prezența juvenilor în captură la pescuitul științific cu năvodul de plajă	≥ 3 ind. toană ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Tursiops truncatus</i>	Prezența afașinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada iunie-octombrie	5-20 ind. zi ⁻¹
Mentineră stării de bună conservare pentru <i>Phocoena phocoena</i>	Prezența marsuinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada martie-decembrie	5-20 ind. zi ⁻¹

Situl ROSCI0237 Structuri submarine metanogene Sf. Gheorghe

Obiectivele prioritare pentru situl ROSCI0237 Structuri submarine metanogene Sf. Gheorghe sunt: menținerea stării de bună conservare pentru habitatele 1170-2 *Recifi biogeni de Mytilus galloprovincialis* și 1180-1 *Structuri de carbonat formate în jurul emisiilor active de metan*, precum și menținerea stării de bună conservare pentru speciile *Alosa immaculata* și *A. tanaica* respectiv *Tursiops truncatus* și *Phocoena phocoena*.

Obiective	Indicatori	Valori limită
Mentinerea stării de bună conservare pentru habitatul 1170-2 Recifi biogeni de <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Suprafața ocupată de habitat Fragmentarea habitatului – suprafața enclavelor de mâl cu <i>Melinna palmata</i> din interiorul habitatului Acoperirea cu <i>Mytilus</i> viu în interiorul habitatului Dimensiunea mediană a exemplarelor de <i>Mytilus galloprovincialis</i> (lungimea cochiliei) Biomasa vie a <i>Mytilus galloprovincialis</i>	≥ 4634.34 ha $\leq 10.5\%$ $\geq 50\%$ ≥ 50 mm SL ≥ 5000 g m ⁻²
Mentinerea stării de bună conservare pentru habitatul 1180-1 Structuri de carbonat formate în jurul emisiilor active de metan (Bubbling reefs)	Suprafața ocupată de habitat Frecvența structurilor detectabile cu sonarul în transecte de 1 km ² Înălțimea maximă a structurilor	≥ 7 ha ≥ 1 km ² ≥ 30 cm
Mentinerea stării de bună conservare pentru <i>Alosa immaculata</i> și <i>A. tanaica</i>	Prezența juvenililor în captură la pescuitul științific cu năvodul de plajă Prezența adulților în captură la pescuitul științific cu traulul demersal (traulare de 15-20 min), în afara sezonului de migrație	≥ 3 ind. toană ⁻¹ ≥ 30 ind. traulare ⁻¹
Mentinerea stării de bună conservare pentru <i>Tursiops truncatus</i>	Prezența afalinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada iunie-octombrie	5-20 ind. zi ⁻¹
Mentinerea stării de bună conservare pentru <i>Phocoena phocoena</i>	Prezența marsuinilor în sit, izolați sau în grupuri, în perioada martie-decembrie	5-20 ind. zi ⁻¹
Mentinerea stării de bună conservare pentru sturioni	Prezența sturionilor în captură la pescuitul științific cu traulul demersal (traulare de 15-20 min)	≥ 10 ind. traulare ⁻¹

2.3 Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Specii de interes comercial” (D3)

"Toate populațiile de pești și crustacee care fac obiectul unei exploatare comerciale se află în limite biologice sigure, prezentând o distribuție pe vârste și dimensiuni care indică o stare de sănătate bună a stocului".

Unul din principalii indicatori utilizați pentru analiza GES este:

- presiunea prin pescuit, reflectată prin mortalitatea cauzată de pescuit (F);

Realizarea sau menținerea unei stări bune a mediului presupune ca valoarea lui F să fie egală sau mai mică decât F_{MSY} (valoarea lui F care produce o producție maximă durabilă). Valoarea lui F este calculată prin metode analitice.

- raportul dintre captură și biomasa ;

- biomasa socului de reproducători;

- vârsta populațiilor de pești și structura pe clase de mărime:

- proporția peștilor mai mari decât lungimea medie la prima maturare sexuală;

- lungimea medie maximă;

- lungimea la prima maturare sexuală

Materialul face o scurtă analiză a mortalității prin pescuit și a structurii pe clase de mărime.

Starea stocurilor de pești, prin prisma mortalității de pescuit, este analizată la nivel regional, stocurile fiind comune la nivelul Mării Negre.

Structura pe clase de mărime este analizată la nivel de țară.

2.4 Mortalitatea prin pescuit (F)

Mortalitatea cauzată de pescuit (F), necesară pentru analiza indicatorilor biologici, este specificată la nivelul Mării Negre deoarece majoritatea speciilor de pești cu valoare comercială sunt comune în cadrul zonei economice exclusive din țările riverane Mării Negre (sprot, bacaliar, hamsie, stavrid, rechin, calcan etc.). Deoarece în zona Mării Negre nu există o organizație regională de gestionare a pescăriilor, cadrul de reglementare în domeniul pescuitului este promovat de către fiecare țară riverană în parte, nefiind armonizat la nivel regional, chiar și în cazul speciilor migratoare sau comune. În aceste condiții, fiecare țară a realizat cercetări proprii, legate de starea resurselor de pește. Lipsa unui management adecvat în domeniul pescuitului la Marea Neagră este, de asemenea, evidențiată și de faptul că, în ciuda declinului evident al stocurilor, efortul de pescuit a continuat să crească. Acest lucru este foarte evident și în cazul speciilor valoroase de pești mari, precum: sturioni, calcan, rechin.

STECF (Comitetul Științific, Tehnic și Economic pentru Pescării) al UE încearcă să rezolve problema prin crearea subgrupului de evaluare a stocurilor pentru Marea Neagră (BS EWG). STECF constată că EWG 11-16 (Expert Working Group) a încercat evaluarea analitică a stocurilor pentru sprot, calcan, hamsie, bacaliar, stavrid și rechin în Marea Neagră. Dintre acestea, au fost realizate evaluări acceptabile privind starea stocurilor, precum și rata de exploatare pentru sprot, calcan, hamsie și bacaliar. A fost de asemenea stabilit pentru aceste stocuri $F_{0.1}$, un factor adecvat pentru F_{MSY} (mortalitatea prin pescuit care asigură producția maximă durabilă), dând posibilitatea de a avea randamente ridicate pe termen lung și risc redus de prăbușire a pescăriilor.

Evaluările pentru sprot, hamsie și bacaliar au fost considerate suficient de sigure pentru a forma baza prognozelor de captură, presupunând o serie de opțiuni de management, în vreme ce rezultatele evaluării pentru calcan au fost considerate orientative și nu au putut fi folosite ca bază pentru prognozele de captură.

Sprot. STECF a ajuns la concluzia că rata propusă de exploatare E 0,4 (egala cu F.0,64) este punct de referință adecvat gestionării în concordanță cu productivitatea pe termen lung (factor F_{MSY}) pentru șprotul din Marea Neagră. De-a lungul ultimilor ani, mortalitatea prin pescuit a atins punctul culminant în 2005 și 2009, la un nivel de aproximativ $F = 0,59$. În consecință, STECF concluzionează că stocul de șprot din Marea Neagră este în prezent exploatat durabil.

Calcan. STECF a ajuns la concluzia ca F0.1 - 0,18 (factor F_{MSY}) este un punct de referință adecvat gestionării în concordanță cu productivitatea pe termen lung și risc scăzut de prabusire a pescariei calcanului la Marea Neagră. Rezultatele ambelor evaluări pentru calcan, cu și fără estimarea capturilor nedeclarate, au arătat că mortalitatea prin pescuit se încadrează în domeniul $F=0,6$ și $F=0,8$. În consecință, STECF concluzionează că în prezent se practică supraexploatarea resurselor de calcan în Marea Neagră. Acest lucru se întâmplă în ciuda TAC-urilor scăzute stabilite recent de UE pentru Bulgaria și România (UE neavând, însă, niciun control asupra celorlalte țări).

Hamsie. STECF a ajuns la concluzia că rata de exploatare E 0,4 este un punct limită de referință adecvat gestionării în concordanță cu productivitatea pe termen lung și risc scăzut de prabusire a pescariei hamsiei la Marea Neagră. Observând că rezultatele evaluării indică faptul că rata actuală de exploatare este peste acest nivel, STECF a ajuns la concluzia că în prezent hamsia este supraexploată la Marea Neagră (în prezent $F(1-3) = 0,62$, $E 0.4 = F_{MSY} \cdot 0,41$).

Bacaliar. STECF a ajuns la concluzia că F_{MSY} propus pentru vârstele 1-4 ani, de 0,4 este un punct limită de referință adecvat gestionării în concordanță cu productivitatea pe termen lung și risc scăzut de prabusire a pescariei bacaliarului la Marea Neagră. $F(1-4)$ estimat = 0,59, depășește acest punct de referință, deci STECF concluzionează că stocurile de bacaliar din Marea Neagră sunt în prezent supraexploatate.

Tabel 2-10 Indicator al echilibrului biologic

Specie	F estimat (Fe)	F tinta (Ft)	Fe/Ft
Sprot	0,59	0,64	0,9219
Calcan	0,6	0,18	3,3334
Hamsie	0,62	0,41	1,512
Bacaliar	0,59	0,4	1,470

Tabel 2-11 Proportia pestilor mai mari decat lungimea medie la prima maturare sexuala

Specia	Anul		
	2008	2009	2010
Sprot	9,04	10,13	6,73
Hamsie	16,97	12,73	5,15
Bacaliar	0,00	0,04	0,61
Barbun	15,84	4,81	2,3
Stavrid	16,39	2,74	0,84
Calcan	3,45	25,46	18,57
Aterina	-	19,56	12,2
Rizeafca	-	1,11	4,2

În general, proporția de pești mari (%) a scăzut în ultimii trei ani (2008, 2009, 2010), numai pentru bacaliar a crescut.

Obiective

- Dezvoltarea unor indicatori specifici de monitorizare și evaluare a stării resurselor și habitatelor importante.
- Cercetarea în comun (la nivelul celor 6 țări riverane Mării Negre) a unor elemente precum: distribuția speciilor, zone de reproducere, captură per unitatea de efort (CPUE), estimarea biomasei stocurilor, dieta, indici de maturitate, în general o mai bună cunoaștere a speciilor.
- Consolidarea cadrului juridic regional pentru gestionarea durabilă a populațiilor principalelor specii din Marea Neagră
- Politica comună a țărilor de la Marea Neagră pentru dezvoltarea sectorului de pescuit la scară mică, inclusiv măsuri armonizate de reglementare în domeniul pescuitului;
- Dezvoltarea și implementarea metodologiilor de evaluare a stocurilor, agreate la nivel regional;
- Armonizarea strategiilor de dezvoltare ale sectorului de pescuit cu cele de protecție a mediului, prin aplicarea conceptului de gestionare a pescuitului bazat pe abordarea ecosistemică și Codul de conduită FAO pentru un pescuit responsabil;
- Întreprinderea de acțiuni comune de combatere a pescuitului ilegal și stabilirea unui mecanism regional de consultare între statele riverane Mării Negre
- Îmbunătățirea statisticilor cu privire la capturile din Marea Neagră;
- Dezvoltare/extinderea de zone marine protejate de importanță regională și stabilirea unei rețele la Marea Neagră.

3 Caracterizarea Stării Ecologice Bune pentru Descriptorul "Eutrofizare" (D5)

3.1 Introducere

Eutrofizarea este un termen utilizat pe scară largă pentru definirea procesului prin care vegetația dintr-un corp de apă se dezvoltă excesiv. Având originea în limba greacă (gr. *eutrophia* – bine hrănit, dezvoltat), denumirea a căpătat în timp o conotație negativă, ca urmare a efectelor nedorite (directe sau indirecte) pe care le determină, iar de aici și până la poluarea determinată de intensificarea eutrofizării este o graniță labilă, dificil de stabilit.

Definite mai întâi de limnologi, simptomele eutrofizării au fost clar evidențiate în anii '80 și în estuare și alte ecosisteme marine costiere, odată cu creșterea aportului de azot și fosfor provenit din activitățile umane. În scurt timp a apărut și întrebarea legitimă: Care este legătura între înfloririle algale dăunătoare, hipoxie, mortalități piscicole, alge albastre, crustacee necomestibile și amenințări la adresa sănătății publice? Răspunsul a fost: *Eutrofizarea* - un proces complex care apare atât în apele dulci cât și în cele marine, atunci când anumite tipuri de alge se dezvoltă excesiv și devin o amenințare pentru sănătatea animalelor și oamenilor. Cauza primară a eutrofizării o reprezintă concentrațiile ridicate ale nutrienților (European Commission, 2002) din mediul acvatic.

Îngrijorările legate de toate acestea s-au concretizat în acțiuni politice transpuse în programe implementate de convenții regionale: OSPAR (Protecția mediului marin - Atlanticul de NE, 1992), HELCOM (Protecția mediului marin - Marea Baltică, 1974), MEDPOL (Protecția mediului marin - Marea Mediterană, 1976), BSC (Convenția pentru protecția Mării Negre împotriva Poluării, București, 1992) dar și instrumente legislative (Directiva Ape Uzate – 1991, Directiva Nitrați – 1991, etc.).

Astfel, termenul *Eutrofizare* a început să fie utilizat și în perspectiva conservării stării ecologice bune a apelor, de exemplu în Directivele Europene, unde este definit ca o "creștere accelerată a algelor și formelor superioare de vegetație cauzată de îmbogățirea apei cu nutrienți, în special compuși cu azot și/sau fosfor, inducând o perturbare nedorită a echilibrului organismelor prezente în apă și a calității apei respective" (European Commission, 2002). Toate aceste acțiuni au continuat în Uniunea Europeană prin adoptarea, în ultimii ani, a Directivelor Cadru Apă (WFD; 2006/60/EC) și Strategie Marină (MSFD; 2008/56/EC) care se adresează apelor de suprafață și subterane (WFD) și celor marine până la 200 Mm, limita zonei economice exclusive (MSFD). Aceste Directive au ca obiectiv evaluarea calității ecologice a apelor marine tranzitorii, costiere (WFD) și de larg (MSFD). Ambele stabilesc un cadru care previne deteriorarea și furnizează protecție, promovează utilizarea durabilă, întărește protecția și îmbunătățirea mediului acvatic prin măsuri specifice cu privire la reducerea progresivă și eliminarea aportului de nutrienți și substanțe periculoase. Directiva Cadru Apa are ca obiectiv principal atingerea „stării ecologice bune” pentru toate apele de suprafață până în 2015, iar

Definiția Eutrofizării – Task Group 5 - JRC, European Union and ICES, 2010

Eutrofizarea este un proces determinat de îmbogățirea apei cu nutrienți, în special compuși cu azot și/sau fosfor, care conduce la: dezvoltarea accentuată a biomasei și producției primare algale, modificări ale echilibrelor organismelor și degradarea calității apei. Consecințele sale devin nedorite dacă degradează apreciabil sănătatea ecosistemului și/sau dezvoltarea sustenabilă a bunurilor și serviciilor.

Directiva Cadru Strategia pentru mediul marin are ca obiectiv atingerea „stării ecologice bune” în apele marine până în 2020.

Cu toate acestea, Directiva Cadru Strategia pentru mediul marin este primul document oficial care dă o abordare funcțională eutrofizării, stabilind-o ca fiind parte a ansamblului de caracteristici (descriptori de calitate) corespunzătoare stării ecologice bune: biodiversitatea, speciile invazive, populațiile de pești și moluște exploatare comercial, elementele lanțului trofic marin, *eutrofizarea rezultată din activități umane*, structura sedimentelor marine, condițiile hidrografice, nivelul de concentrații ale contaminanților, concentrațiile de contaminanți din biotă, deșeurile marine, introducerea de energie, inclusiv surse sonore submarine.

Odată definit fenomenul, studiul succesiunii tipice a evenimentelor din timpul eutrofizării presupune cunoașterea faptului că fitoplanctonul nu este distribuit uniform în mare, nici în timp, nici în spațiu. Într-o manieră similară cu plantele terestre din zonele temperate, speciile înfloresc și se ofilesc odată cu schimbarea sezonelor și uneori reprezintă hrană pentru animale – numai că, în mediul marin, dacă sunt nefixate, plantele sunt la dispoziția mareelor și curenților. Astfel, distribuția fitoplanctonului este neuniformă, iar unele specii individuale și-au dezvoltat propria fiziologie în avantajul competitorilor, favorizându-le dezvoltarea în anumite condiții optime. Unele specii (de ex. flagelatele) au în mod particular adaptări extraordinare care le permit să caute condiții mai bune de lumină sau hrană. Este importantă recunoașterea acestei heterogenități care face dificilă stabilirea unor condiții de bază (tipice), pentru acest lucru fiind necesar un set mare de observații în spațiu și timp.

Aportul antropogenic de nutrienți în mediul marin conduce, în general, la creșterea densității comunităților fitoplanctonice. În același timp, pot avea loc modificări subtile precum ajustarea compoziției speciilor la noul raport între azot, fosfor și siliciu (ICPDR – ICBS, 1999). Succesiunea evenimentelor (impacturilor) din timpul intensificării eutrofizării, constă în: consumul de oxigen în fenomenele de descompunere oxidativă a materiei organice rezultate în urma înfloririlor, reducerea transparenței apei, afectarea întregului lanț trofic marin, mortalitățile piscicole precum și impactul asupra sănătății oamenilor și cel economic (Fig. 3-1).

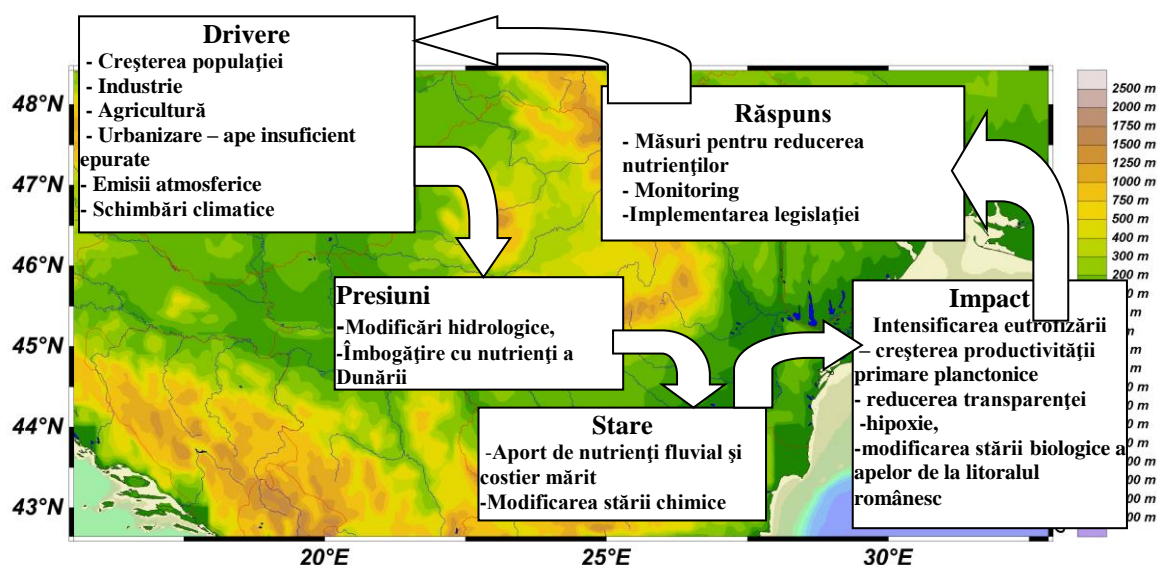


Fig. 3-1 Modelul DPSIR al eutrofizării de la litoralul românesc al Mării Negre.

În întreaga lume s-au observat puternice corelări între aportul crescut de nutrienți și proliferarea înfloririlor algale dăunătoare. În unele zone, acestea au crescut ca urmare a alterării

regimului nutrienților, nu numai schimbărilor în formele majore, ca de ex. azot sau fosfor, ci și sub aspectul speciei chimice a acestora. Pe lângă nutrienții anorganici, și cei organici sunt în creștere pe tot globul, fapt corelat cu multe înfloriri, atât ale dinoflagelatelor cât și ale cianobacteriilor (GEOHAB, 2006). Odată ce nutrienții ajung în zona costieră pot declanșa o serie de efecte indirecte ca răspuns al ecosistemului. Impactul inițial, constând în efectele directe, poate conduce și la efecte indirecte precum: reducerea transparenței apei și a puterii de penetrare a radiației solare, reducerea cantității de oxigen dizolvat în zonele de fund și formarea zonelor hipoxice persistente sau chiar a „zonelor moarte”, cu apariția mortalităților populațiilor bentice, schimbări în structura comunității fitoplanctonice, creșterea sedimentării substanței organice etc.

În particular, aceste efecte s-au regăsit la Marea Neagră începând cu sfârșitul anilor '60 până la începutul anilor '90, fiind considerate adevărate catastrofe de mediu. Cel mai puternic efect a fost eliminarea comunităților de *Phyllophora* din zona nord-vestică în aproximativ 10 ani. Lanțul de evenimente care au condus la declinul acestei comunități a început cu creșterea aportului fluvial de nutrienți, mai ales după sfârșitul anilor '60, când utilizarea fertilizatorilor a crescut deosebit de mult ca urmare a „Revoluției Verzi”. Odată cu dezvoltarea agriculturii a apărut și dezvoltarea fermelor de animale la scară mare, industrializate, care au devenit ineficiente în managementul deșeurilor rezultate. Cam în același timp s-a produs și o urbanizare masivă, care a condus la creșterea volumului descărcărilor de ape neepurate sau insuficient epurate. Mai mult decât atât, au fost introduși detergenții pe bază de polifosfați, ceea ce a condus la creșterea aportului de fosfor. Toate acestea au produs intensificarea eutrofizării, deci creșterea intensității înfloririlor algale și apariția răspunsului ecosistemului prin următoarele efecte (Gomoiu 1992; Mee et al. 2005; Mee și Topping, 1999): reducerea transparenței, modificări în regimul oxigenului, modificări ale biodiversității ecosistemului, etc.

La începutul anilor '90, s-a constatat scăderea încărcărilor de nutrienți, care s-a concretizat în primele semne de recuperare (scăderea numărului de înfloriri fitoplanctonice, îmbunătățirea regimului bentic al oxigenului, creșterea considerabilă a macrofaunei bentice (Gomoiu, 1992). Astfel, în anul 2005, zona nord-vestică a Mării Negre părea să conțină un ecosistem puternic alterat dar relativ funcțional față de anii '60. Simptomele disfuncționalităților, precum incapacitatea sistemului de reciclare a încărcăturii organice mari pe care o receptează/produce în unele zone, sau continuarea dominanței înfloririlor fitoplanctonice monospecifice în alte zone erau încă evidente (BSC, 2008). Conform Analizei de Diagnostic Transfrontalier a Mării Negre (BSC, 2007), apele costiere și platforma continentală a Mării Negre erau încă predominant eutrofe (bogate în nutrienți), iar partea centrală era mezotrofă (nivel mediu al nutrienților). În acest stadiu, este un drum lung până la a considera Marea Neagră „recuperată total”, un drum ce necesită protecție față de presiunile antropice precum și adaptarea la noua realitate și noile specii.

În contextul Descriptorului 5, evaluarea eutrofizării apelor marine trebuie să țină cont de evaluările apelor tranzitorii și costiere din Directiva-Cadru „Apă”, într-un fel care să asigure comparabilitatea, luând în considerare informațiile și cunoștințele acumulate în cadrul convențiilor regionale (Decizia 2010/477/EU).

Descriptorul 5 - Eutrofizarea rezultată din activitățile umane,, în special efectele sale nefaste cum ar fi pierderi ale biodiversității, degradarea ecosistemelor, proliferarea algelor toxice și dezoxigenarea apelor profunde, este redusă la minimum

Decizia Uniunii Europene indică pentru evaluarea stării ecologice bune, din perspectiva Descriptorului calitativ 5, trei criterii conținând 8 indicatori analizați după cum urmează:

3.2 Nivelurile nutrienților

3.2.1 Concentrațiile nutrienților în coloana de apă

Deși perioada anilor '60 este considerată în literatură perioadă de referință, *Starea Ecologică Bună* în privința acestui indicator nu trebuie să reprezinte o revenire perfectă la condițiile de atunci, având în vedere modificările produse, în general, mediului înconjurător, manifestate în principal prin creșterea populației și schimbări climatice. În particular, ecosistemul zonei de nord-vest a Mării Negre a trecut prin modificări majore datorate eutrofizării, dând însă semne că își revine. Totuși, această revenire nu se va mai face pe aceeași cale pe care s-a produs degradarea și nici cu aceeași rezeziciune, întrucât vorbim despre un sistem în echilibru dinamic.

3.2.1.1 Concentrațiile fosforului anorganic dizolvat (DIP) în coloana de apă

Domeniile de variație a concentrațiilor fosforului anorganic dizolvat (fosfați), specifice fiecărei etape de eutrofizare a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre, determinate pe baza datelor istorice deținute din stația Cazino Mamaia (1959-2007, Constanța, medii lunare, N = 576, Fig.5.1.1) și de pe profilul Est Constanța (1963-2007, N = 6324), ca și a celor din literatură, au folosit la stabilirea unui domeniu general de variație, în toate tipurile de ape de la litoralul românesc al Mării Negre. Domeniile de concentrații specificate reprezintă intervalul de variație în care s-au încadrat 50% din valorile intervalelor respective (Tabel 3-1 și Fig. 3-2). Aceste intervale pot constitui baza evaluării Stării Ecologice Bune în contextul Directivei Strategie Marine.

Tabel 3-1 Domenii de variație a concentrațiilor fosfaților (μM) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1959/1963-2007

Aria de studiu	Referință 1959/1963-2007	Intensă eutrofizare 1971-1995	Post eutrofizare 1996-2007
Constanța, 1959-2007 (ape costiere la suprafață), μM	0,13 - 0,50	1,86 - 7,09	0,24 - 0,86
Est Constanța, 1963-2007 (ape costiere și marine, coloana de apă), μM	0,04 - 0,16	0,19 - 0,95	0,02 - 0,22
Date din literatură – NV Mării Negre (Oguz și Velikova, 2010), μM	<2,00	3,00 - 8,00	<2,00
Fosfați în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, μM	<1,00	1,00 - 7,00	<1,00

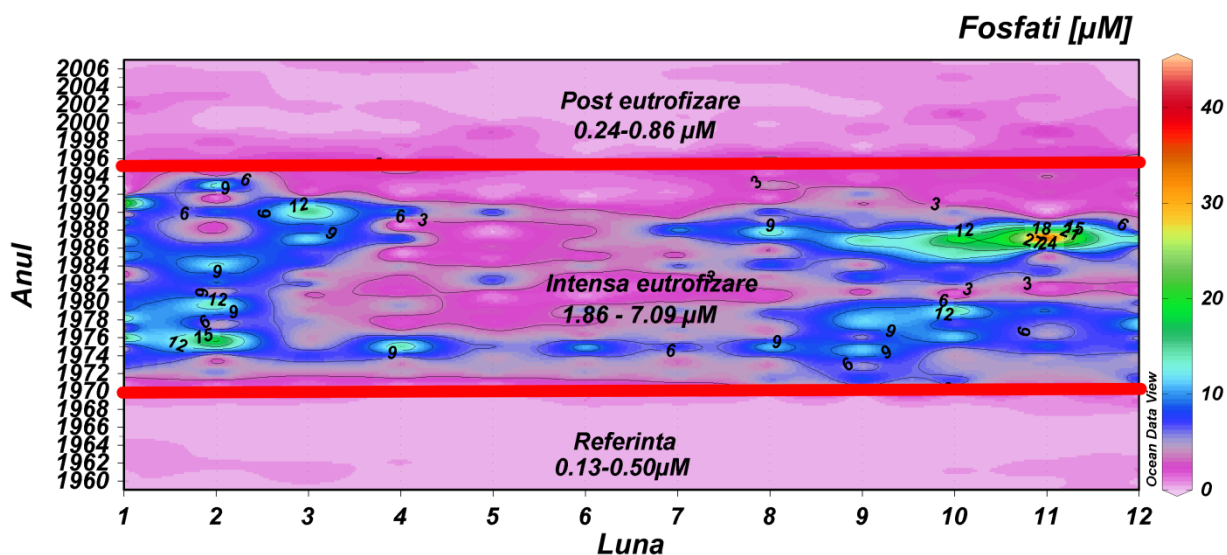


Fig. 3-2 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale fosfaților - Constanța – 1959-2007

Având în vedere evaluarea inițială precum și analiza presiunilor și efectelor îmbogățirii cu fosfor anorganic a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre, considerăm:

Starea ecologică bună este atinsă prin menținerea nivelurilor actuale ale concentrațiilor în zona de larg și de scăderea acestora în apropierea surselor de poluare de pe uscat, în special a stațiilor de epurare din preajma marilor aglomerări urbane.

În privința aportului fluvial nu se pot face aprecieri, întrucât acesta depinde de condițiile hidrologice care, sezonier, influențează variabilitatea ecosistemului. Oricum, eforturile depuse pentru reducerea aportului de fosfați, s-au regăsit în scăderea concentrațiilor acestora și ușoara refacere a ecosistemului din zona de nord-vest a Mării Negre.

3.2.1.2 4.1.1B. Concentrațiile azotului anorganic (DIN) în coloana de apă

Azotații. Domeniile de variație a concentrațiilor azotaților, specifice fiecărei etape de eutrofizare a apelor marine românești, determinate pe baza datelor istorice deținute din stația Cazino Mamaia (1976-2007, Constanța, medii lunare, N = 372, Fig.5.1.2) și de pe profilul Est Constanța (1976-2007, N = 3024), ca și a celor din literatură, au folosit la stabilirea unui domeniu general de variație, în toate tipurile de ape. Având în vedere că metodele de analiză ale azotaților au fost implementate în laboratorul INCDM „Grigore Antipa” începând cu anul 1976, datele din perioada de referință au fost obținute din literatură (Bodeanu, 1989; Mee și Topping, 1999; Chirilă, 1965). Domeniile de concentrații specificate reprezintă intervalul de variație în care s-au încadrat 50% din valori din intervalele respective (Tabel 3-2 și Fig. 3-3). Aceste intervale pot constitui baza stabilirii Stării Ecologice Bune (GES) în contextul Directivei Cadru Strategia pentru mediul marin.

Tabel 3-2 Domenii de variație ale concentrațiilor azotaților din apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007.

Aria de studiu	Referință 1963-1970	Intensă eutrofizare 1976-1995	Post eutrofizare 1996-2007
Constanța (ape costiere, suprafață), μM		4,41-10,39	4,37-9,37
Est Constanța (ape costiere și marine, coloana de apă), μM		2,21-8,21	2,54-5,05
Date din literatură, Chirilă, 1965 și Bodeanu, 1969, μM	1,00 -2,00	30,00	-
Azotați în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, μM	<2,00	2,00 – 10,00	2,00 – 10,00

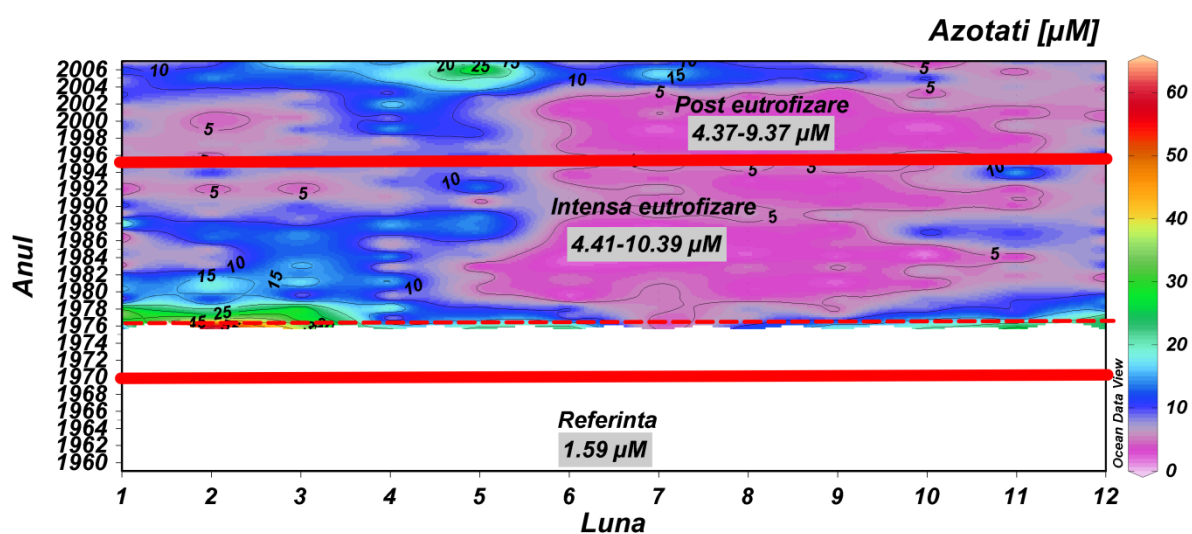


Fig. 3-3 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale azotaților - Constanța – 1976-2007

Amoniul. Datele istorice ale concentrațiilor amoniului datează din anul 1980, datorită introducerii în laborator a metodei de analiză începând cu acest an. De aceea, datele din perioada de referință sunt obținute prin diferență, pe baza datelor din literatură, reprezentând concentrații ale azotaților și ale azotului anorganic total (Bodeanu, 1989; Mee și Topping, 1999; Chirilă, 1965; Oguz și Velikova, 2010). Distribuția concentrațiilor medii lunare ale amoniului pentru perioada 1980-2007 la Constanța nu evidențiază perioade distincte, cu excepția anilor 1976 și 2007. Totuși, se va menține împărțirea în perioadele evidențiate la fosfați, pentru evaluarea stării actuale a eutrofizării. Domeniile de concentrații specificate reprezintă intervalul de variație în care s-au încadrat 50% din valori din perioadele respective (Tabel 3-3 și Fig. 3-4). Aceste intervale pot constitui baza stabilirii Stării Ecologice Bune (GES) în contextul Directivei Cadru Strategia pentru mediul marin.

Tabel 3-3 Domenii de variație a concentrațiilor amoniului (μM) din apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007

Aria de studiu	Referință 1963-2007	Intensă eutrofizare 1980-1995	Post eutrofizare 1996-2007
Constanța (ape costiere, suprafață), μM		4,84 - 8,00	3,48 - 7,98
Est Constanța (ape costiere și marine, coloana de apă), μM		1,71 - 7,61	1,06 - 2,34
Ape de la litoralul românesc al Mării Negre, μM	<4,00	4,00 - 8,00	4,00 - 8,00

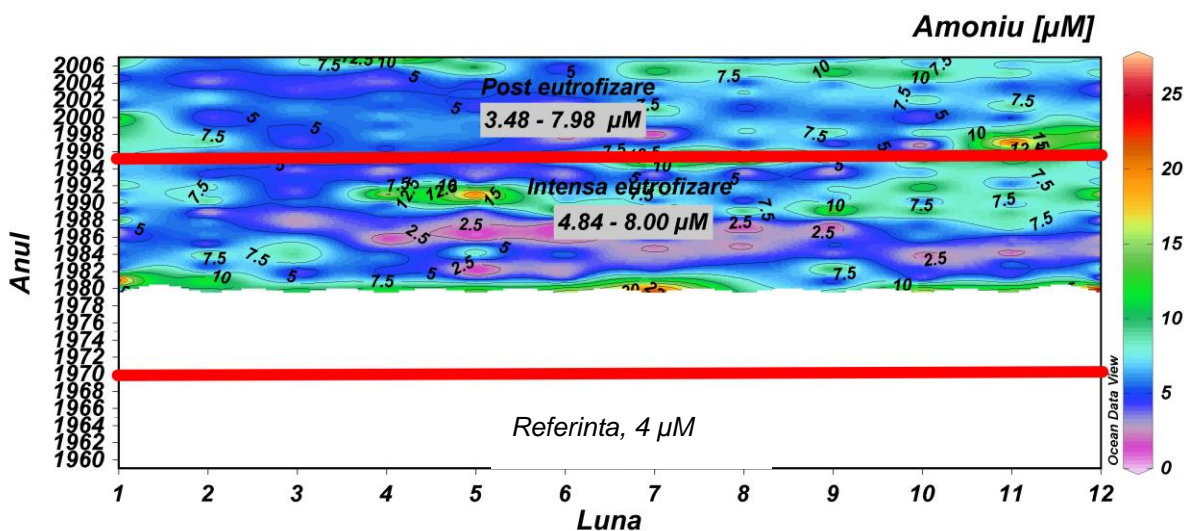


Fig. 3-4 Evoluția concentrațiilor medii lunare ale amoniului la Constanța, 1980-2007.

Însumarea datelor obținute pentru formele anorganice ale azotului azotat și amoniu furnizează intervale de valori pentru diferite perioade de eutrofizare a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre (Tabel 3-4).

Tabel 3-4 Domenii de variație a concentrațiilor azotului anorganic dizolvat, DIN (μM) în apele de la litoralul românesc al Mării Negre, 1963-2007

Aria de studiu	Referință 1963-1970	Intensă eutrofizare 1980-1995	Post eutrofizare 1996-2007
Ape de la litoralul românesc al Mării Negre, μM	<6,00	6,00 - 18,00	6,00 - 18,00

În plus, evaluările din Directiva-Cadru Apa pentru apele tranzitorii și costiere de la litoralul românesc al Mării Negre au stabilit valori care caracterizează starea ecologică foarte bună și bună (Tabel 3-5).

Tabel 3-5 Valorile care caracterizează starea ecologică foarte bună (valori de fond) și valori care caracterizează starea ecologică bună pentru nutrienți – ape tranzitorii și costiere (Directiva Cadru „Apă”)

Parametru	Starea ecologică foarte bună (valori de fond)		Starea ecologică bună	
Ortofosfați, P-PO₄³⁻	<0,03 mg P/L	<1,00 μM	0,03 mg P/L	1,0 μM
Azotați, N-NO₃⁻	< 1,00 mg N/L	<71,43 μM	1,0 - 1,5 mg N/L	71,43 – 107,14 μM
Azotiți, N-NO₂⁻	< 0,03 mg N/L	<2,14 μM	0,03 mg N/L	2,14 μM
Amoniu, N-NH₄⁻	< 0,10 mg N/L	<7,14 μM	0,1 mg N/L	7,14 μM

Având în vedere evaluarea inițială precum și analiza presiunilor și efectelor îmbogățirii cu azot anorganic a apelor de la litoralul românesc al Mării Negre, considerăm:

Starea ecologică bună a apelor marine este obținută prin scăderea concentrațiilor, în zona de larg și în apropierea surselor de poluare de pe uscat, atât stații de epurare din preajma marilor aglomerări urbane, cât și aportul fluvial până la valori care să mențină raportul N/P aproape de valoare optimă, 16.

3.2.2 Rapoartele nutrienților (siliciu, azot și fosfor, acolo unde există) – acest indicator nu a fost utilizat în evaluările anterioare din Directiva-Cadru „Apă”.

Între anii 1959-2011, la Constanța, rapoartele molare au variat în raport cu modificările concentrațiilor nutrienților. În general, valorile acestora au fost apropiate de cele din apele Dunării, mai ales în perioada 2000-2007, confirmând influența deosebit de mare a apelor fluviale asupra nivelului de nutrienți ai apelor costiere, în contextul în care aporturile antropice locale s-au diminuat considerabil (Cociașu, 2008) (Tabel 3-6).

Tabel 3-6 Valori medii ale rapoartelor molare în apele costiere la Constanța.

Perioada	Si/N	Si/P	N/P
1959-1970	-	152,30	-
1980-1989	0,99	2,40	2,41
1990-1999	0,85	4,82	5,66
2000-2007	0,90	30,71	34,24

Având în vedere valorile medii ale raportului N/P sub 10, în perioada de intensă eutrofizare (1980-1995) (Fig. 3-5), precum și creșterea acestui raport în perioada post-eutrofizare (pe seama scăderilor concentrațiilor fosfaților), considerăm:

Starea ecologică bună ar putea fi atinsă când raport N/P nu este mai mic de 10.

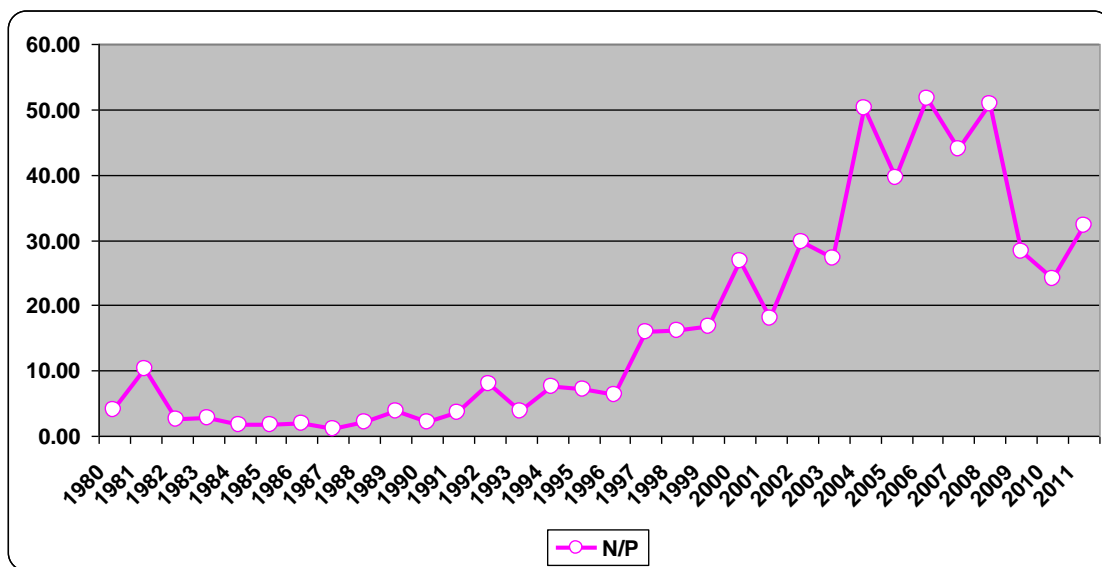


Fig. 3-5 Evoluția raportului N/P mediu anual – Constanța – 1980-2011

3.3 Efecte directe ale îmbogățirii cu nutrienți

3.3.1 Concentrațiile clorofilei în coloana de apă

Clorofila *a* este pigmentul verde din plante cu un rol major în procesul de fotosinteză. În același timp, clorofila *a* este și un indicator al stării trofice a apelor, frecvent utilizată în aprecierea calității acestora. Clorofila *a* este parametrul biochimic cel mai frecvent determinat în oceanografie, fiind indicator unic al biomasei vegetale și al productivității marine. În perioada de vară, când producția primară este limitată doar de elementele nutritive, concentrația clorofilei *a* este legată de stocul de nutrienți.

Evaluările concentrațiilor clorofilei *a* efectuate pentru apele tranzitorii și costiere pentru Directiva-Cadru „Apă” au luat în considerare valorile concentrației de clorofilă *a* în perioada de vară (lunile mai – septembrie). Astfel, stabilirea valorilor de referință și a valorilor caracteristice celorlalte clase de calitate ecologică pentru apele tranzitorii s-a făcut luând în considerare datele istorice din perioada 1976-1979, pe probe prelevate din stațiile de monitoring în zona Sulina – Portița (s-au luat în calcul datele obținute în lunile mai-septembrie, când singurul factor limitativ este reprezentat doar de nutrienți). Stabilirea valorilor caracteristice celor cinci clase de calitate ecologică (Tabel 3-7) prevăzute de Directiva-Cadru „Apă” s-a făcut conform procedurii recomandate de OSPAR (OSPAR Comprehensive Procedure) după cum urmează: pe datele istorice disponibile s-a calculat percentila 25%, obținându-se valoarea 1,96 μg/l ca valoare de referință. Calculând 133% din valoarea de referință s-a obținut valoarea 2,6μg/l, care reprezintă limita superioară a clasei “Foarte bună”. Limita superioară a clasei “Bună” s-a obținut multiplicând valoarea obținută pentru clasa “Foarte bună” cu 1,5. Limitele dintre clasele de calitate “Moderată” și “Slabă” și clasele “Slabă” și “Foarte slabă” s-au stabilit ca fiind de două ori mai mari decât limitele superioare a claselor precedente.

Tabel 3-7 Valorile propuse pentru limitele claselor de calitate pe baza parametrului clorofila a – ape tranzitorii, Directiva-Cadru „Apă”.

Clasa de calitate	Foarte bună	Bună	Moderată	Slabă	Proastă
Clorofila a $\mu\text{g/l}$	< 2,6	2,6 – 3,9	3,9 – 7,8	7,8 – 15,6	>15,6
EQR	0,75	0,50	0,25	0,12	0

Stabilirea valorilor de referință pentru corpul comun de apă dintre România și Bulgaria a condus la valori specifice zonei sudice a litoralului românesc, mai puțin influențate antropic. Condițiile de referință au fost calculate pe baza datelor istorice din apele costiere românești (1976 – 1978) utilizând percentila 90 și judecata experților. Deviația acceptabilă a fost considerată 50% din valoarea limită dintre stările Moderată și Bună (OSPAR, 2005, HELCOM, 2010), 0,67. Limita EQR între starea de referință și starea foarte bună este stabilită întotdeauna la 0,95 (HELCOM, 2010) și reprezintă alături de limita dintre stările bună și moderată puncte fixe față de care se estimează celelalte granițe (Tabel 3-8).

Tabel 3-8 Valorile propuse pentru limitele claselor de calitate pe baza parametrului clorofila a, Vara, pentru Directiva-Cadru „Apă”.

Vara					
Clasa de calitate	Foarte bună	Bună	Moderată	Slabă	Proastă
Clorofila a $\mu\text{g/l}$	< 1,5	1,5 – 2,05	2,05 – 3,19	3,19 – 7,10	> 7,10
EQR	< 0,80	0,80 – 0,67	0,67 – 0,43	0,43 – 0,19	> 0,19

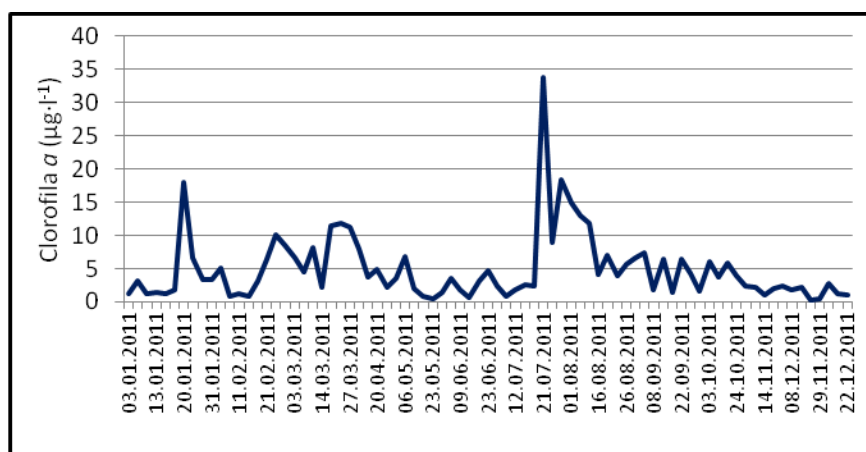


Fig. 3-6 Variația sezonieră a clorofilei a în apele costiere românești, în anul 2011.

Luând în considerare evaluările anterioare, variabilitatea spațială și sezonieră a parametrului chl a (Fig. 3-6), considerăm:

Starea ecologică bună ar putea fi atinsă prin scăderea concentrațiilor actuale ale clorofilei, în special vara, în zonele din apropierea surselor de poluare de pe uscat, acolo unde aportul nutritiv este mai însemnat.

3.3.2 Transparența apei

Fiind un factor determinant în absorbția intensității luminoase, necesare proceselor fotosintetice, variabilitatea transparenței integrează multe din efectele concrete ale eutrofizării cum ar fi: cantitatea fitoplanctonului și zooplanctonului, cantitatea organismelor moarte și a produșilor de descompunere corespunzători, alte substanțe dizolvate și materii în suspensie.

Studiul transparenței s-a efectuat pe un număr de 2.434 măsurători, efectuate în cursul expedițiilor oceanografice din anii 1970-2007, pe rețeaua de stații de monitoring care acoperă întregul litoral românesc al Mării Negre, 36 de stații cu adâncimi cuprinse între 5-50m. Transparența a oscilat între 0,2-26,0m (Media 5,18m, Mediana 4,0m, Dev.Std. 4,07m). Minima a fost înregistrată în iarna lui 1977, în dreptul Gurilor Dunării, în timp ce maxima s-a înregistrat în vara lui 1974, în zona cea mai sudică, la Vama Veche. Evoluția temporală evidențiază tendința descrescătoare a transparenței după a doua jumătate a anilor '70, precum și predicția de scădere (interval de încredere 95%) (Fig. 3-7).

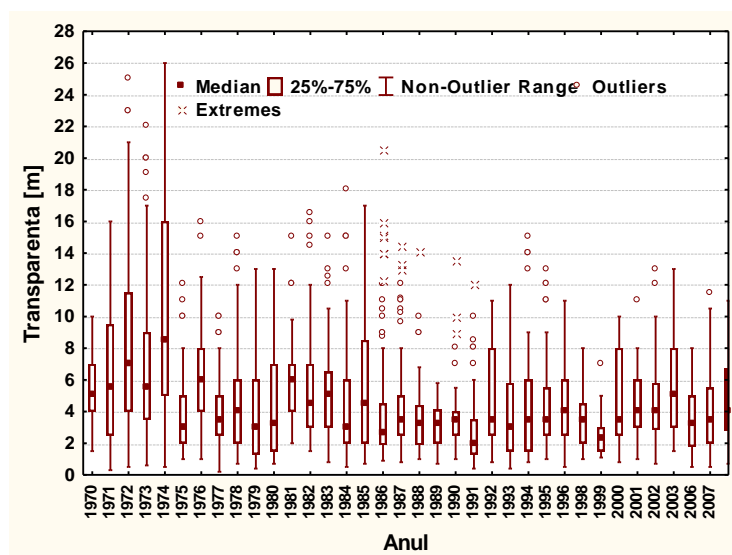


Fig. 3-7 Evoluția temporală a transparenței apelor la litoralul românesc al Mării Negre, valori mediane anuale, 1970-2007

Pe termen lung, 1970-2007, se remarcă lipsa variabilității sezoniere accentuate, prin aceeași valoare mediană în toate sezoanele, 4m, și gradientul ușor descrescător al intervalelor de variație din primăvară până în toamnă. Se observă variațiile din timpul sezoanelor calde, primăvara-vara, precum și restrângerea domeniului de valori în celelalte anotimpuri. Spațial, aflate sub influența aportului fluvial, apele tranzitorii sunt cele mai puțin transparente. Se remarcă gradientul crescător dinspre apele tranzitorii către cele marine, care au și variabilitatea cea mai mare. În distribuția spațio-temporală, se observă tendința cea mai pronunțată de scădere a transparenței apelor marine, valoarea maximă de 26,0m fiind înregistrată în luna iunie 1974, în zona cea mai sudică a litoralului românesc, la Vama Veche. Distribuțiile sezoniere și spațiale ale transparenței (1970-2007) permit trasarea unor caracteristici generale ale evoluției sale în zona nord-vestică a Mării Negre: transparența este minimă în apele tranzitorii, indiferent de sezon, ca urmare a influenței aportului fluvial; gradientul de variație crescător dinspre apele tranzitorii către cele marine este constant, astfel, indiferent de sezon, acestea sunt apele cu transparența cea

mai mare, fiind și cele mai adânci; variabilitatea spațială a transparenței apei nu este influențată de sezonul de studiu.

Având în vedere că sezonier, transparența din perioada 1970-2007, variază în intervalul 2,0-7,5m, iar spațial variază între 1,4-9,0m, precum și valoarea minimă din Ordinul 161/2006 „Normativul privind clasificarea calității apelor de suprafață în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă”, 2,0m, domeniul de variabilitate atribuit transparenței apelor de la litoralul românesc al Mării Negre este considerat 3,0-9,0m, cu următoarele intervale de variație ale transparenței, stabilite în vederea unei evaluări a efectelor eutrofizării (Tabel 3-9).

Tabel 3-9 Intervale de variație ale transparenței apelor de la litoralul românesc al Mării Negre.

Parametru	Nesatisfăcătoare	Moderată	Bună	Foarte bună
Transparența, m	<2	2-3	3-5	>5

Starea ecologică bună a apelor marine este atinsă prin menținerea transparenței între limitele 3-9m.

3.3.3 Abundența macroalgelor

Lista de specii macroalgale, considerate ca date de referință pentru apele costiere românești (Tabel 3-10), reprezintă speciile identificate în sectorul sudic al litoralului românesc al Mării Negre, în perioada anilor 1970-1981 (Vasiliu, 1984). Aceasta redă un număr de 70 de specii de alge întâlnite la litoralul românesc în perioada anilor 1970-1981, dintre care 28 de specii sunt alge verzi, 10 specii alge brune, 31 specii alge roșii și o specie ce aparține grupării Xanthophyta. Lista speciilor prezente la litoralul nostru, în perioada actuală (Bologa, Sava, 2006; Sava, 2006), cuprinde 39 de specii, diferențiate pe clase astfel: 17 specii de alge verzi, 6 alge brune, 15 specii alge roșii și o specie ce aparține Phanerogamelor, ceea ce evidențiază numărul de specii aflat într-o evidentă descreștere.

În prezent, se remarcă dispariția unor specii precum *Ralfsia verrucosa*, *Desmotrichum undulatum*, epifite pe *Zostera* sp., sau *Dermatolithon cystoseirae*, *Melobesia farinosa*, care utilizează pentru dezvoltarea proprie un substrat vegetal, fiind epifite pe *Cystoseira* sp.; cele două specii, *Zostera* sp. și *Cystoseira* sp. au un areal de răspândire redus, fiind incapabile de a mai dezvolta biomase considerabile ca în trecut.

Starea actuală a macrofitelor se caracterizează printr-un fenomen de uniformitate, în care domină algele verzi, și anume specii ale genurilor *Enteromorpha* sp., *Cladophora* sp., *Ceramium* sp. Astfel, scăderea diversității specifice, această sărăcire calitativă, este compensată în prezent de capacitatea unor specii ca *Enteromorpha* sp., *Ceramium* sp., *Cladophora* sp. să dezvolte biomase apreciabile în condițiile unor ape eutrofizate. O caracteristică principală a acestor specii este aceea că sunt oportuniste, tolerante la eutrofizare, un exemplu elocvent în acest sens fiind speciile *Enteromorpha intestinalis*, *Cladophora vagabunda*, *Ceramium rubrum*, capabile să se dezvolte excesiv, chiar și în condițiile actuale ale litoralului românesc.

În prezent, domină speciile polisprobe ca *Enteromorpha intestinalis*, *Ceramium rubrum*, *Cladophora vagabunda*, *Bryopsis plumosa*, *Porphyra leucosticta*, specii cu ciclul de viață scurt.

Speciile oligosaprobe, indicatoare de ape mai puțin impurificate, în care există o cantitate mare de azotați și fosfați, dar și o cantitate ridicată de oxigen, abundente în trecut sub aspectul câmpurilor de *Cystoseira* sp., sau a speciei *Ralfsia verrucosa*, existente în perioada anilor 1970-1981, după cum demonstrează lista prezentă, și-au redus arealul, *Ralfsia verrucosa* nemaifiind întâlnită în prezent la litoralul nostru. În perioada actuală, *Cystoseira barbata* se află într-un proces de refacere.

Tabel 3-10 Lista de specii macroalgale prezente la litoralul românesc în perioada 1970-1981 (considerată ca perioadă de referință) comparativ cu anul 2006

Specia	Specii de alge macrofite prezente la litoralul românesc	
	Perioada 1970-1981	Anul 2006
CHLOROPHYTA		
<i>Ulothrix flacca</i> (<i>Ulothrix pseudoflacca</i>)	*	*
<i>Ulothrix implexa</i>	*	*
<i>Entocladia viridis</i>	*	
<i>Blidingia marginata</i>	*	
<i>Enteromorpha ahlneri</i>	*	*
<i>Enteromorpha clathrata</i>	*	
<i>Enteromorpha compressa</i>	*	*
<i>Enteromorpha flexuosa</i>	*	*
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	*	*
<i>Enteromorpha linza</i>	*	*
<i>Enteromorpha maeotica</i>	*	
<i>Enteromorpha prolifera</i>	*	*
<i>Ulva rigida</i> (<i>Ulva lactuca</i>)	*	*
<i>Chaetomorpha aerea</i>	*	*
<i>Chaetomorpha chlorotica</i>	*	
<i>Chaetomorpha crassa</i>	*	
<i>Chaetomorpha linum</i>	*	
<i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i>	*	
<i>Rhizoclonium implexum</i>	*	
<i>Rhizoclonium tortosum</i>	*	
<i>Cladophora albida</i>	*	*
<i>Cladophora dalmatica</i>	*	*
<i>Cladophora laetevirens</i>	*	*
<i>Cladophora vagabunda</i>	*	*
<i>Cladophora sericea</i>	*	*
<i>Cladophora vadorum</i>	*	
<i>Urospora penicilliformis</i>	*	*
<i>Bryopsis plumosa</i>	*	*
XANTHOPHYTA		
<i>Vaucheria dichotoma</i>	*	
PHAEOPHYTA		
<i>Ectocarpus cofervoides</i>	*	*
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	*	*
<i>Ralfsia verrucosa</i>	*	
<i>Corynophlaea umbellata</i>	*	
<i>Stilophora rhizoides</i>	*	
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	*	*

<i>Striaria attenuata</i>	*	
<i>Desmotrichum undulatum</i>	*	
<i>Cystoseira barbata</i>	*	*
<i>Cystoseira crinita</i>	*	
<i>Punctaria latifolia</i>		*
<i>Desmarestia viridis</i>		*
RHODOPHYTA		
<i>Bangia fuscopurpurea</i>	*	*
<i>Porphyra leucosticta</i>	*	*
<i>Acrochaetium thuretii</i>	*	*
<i>Kylinia hallandica</i>	*	
<i>Kylinia parvula</i>	*	
<i>Kylinia secundata</i>	*	
<i>Kylinia virgulata</i>	*	
<i>Gelidium latifolium</i>	*	
<i>Hildenbrandtia prototypus</i>	*	
<i>Hildenbrandtia rubra</i>		*
<i>Dermatolithon cystoseirae</i>	*	
<i>Melobesia farinosa</i>	*	
<i>Corallina officinalis</i>	*	*
<i>Phyllophora pseudoceranooides</i>		*
<i>Phyllophora brodiaei</i>	*	*
<i>Phyllophora nervosa</i>	*	*
<i>Lomentaria clavellosa</i>	*	*
<i>Antithamnion cruciatum</i>	*	
<i>Ceramium rubrum</i>	*	*
<i>Ceramium circinatum</i>	*	
<i>Ceramium elegans</i>	*	*
<i>Ceramium diaphanum</i>	*	*
<i>Ceramium corticatum</i>	*	
<i>Callithamnion corymbosum</i>	*	*
<i>Callithamnion granulatum</i>	*	
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	*	
<i>Polysiphonia elongata</i>	*	*
<i>Polysiphonia opaca</i>	*	
<i>Polysiphonia sanguinea</i>	*	
<i>Polysiphonia denudata</i>	*	*
<i>Chondria tenuissima</i>	*	
<i>Laurencia coronopus</i>	*	
<i>Laurencia paniculata</i>	*	
PHANEROGAMA		
<i>Zostera nana</i>		*

Datele de care dispunem în acest moment nu se pretează stabilirii unui parametru numeric care să poată fi utilizat în evaluarea stării de calitate ecologică a apelor costiere cu substrat mixt, pe baza comunităților de alge macrofite. În viitor, se va avea în vedere colectarea de date care să permită evaluarea algelor macrofite pe baza parametrului biomasă.

Totuși, starea ecologică bună, sub aspectul acestui indicator, îl reprezintă diminuarea biomasei algale și a efectelor pe care le poate produce în apropierea surselor de poluare de pe uscat.

3.3.4 Modificări în distribuția speciilor ca de ex: raportul diatomee/dinoflagelate, bentic/pelagic, înfloriri ale algelor toxice cauzate de activități umane

Compoziția taxonomică a fitoplanctonului a fost analizată în Directiva-Cadru „Apă” prin doi parametri indicatori: speciile tip strategie C, reprezentând proporția din total a abundenței dinoflagelatelor (DE% - *Heterocapsa rotundata*, *Heterocapsa triquetra*, *Scrippsiella trochoidea*, *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum micans* și *Gymnodinium/Gyrodinium*), și suma abundențelor a 3 grupuri taxonomice (microflagelate+euglenoficee+cianobacterii) din totalul abundenței fitoplanctonului (pentru sezonul de vară) (Smayda, Reynolds, 2003).

Analiza datelor de referință efectuată pentru apele costiere a evidențiat dominanța diatomeelor în proporție de 54 din totalul speciilor, urmate de dinoflagelate cu 31% din numărul total de specii înregistrate în perioada de referință. Speciile aparținând celorlalte grupe reprezintă împreună sub 15% din total. Referitor la compoziția pe grupe ecologice, după rezistența la salinitate, speciile dulcicole și dulcicole – salmastricole reprezintă 18% în acest sector, dominanța revenind speciilor marine și marine-salmastricole (82% din totalul numărului de specii) (Fig. 3-8, Fig. 3-9).

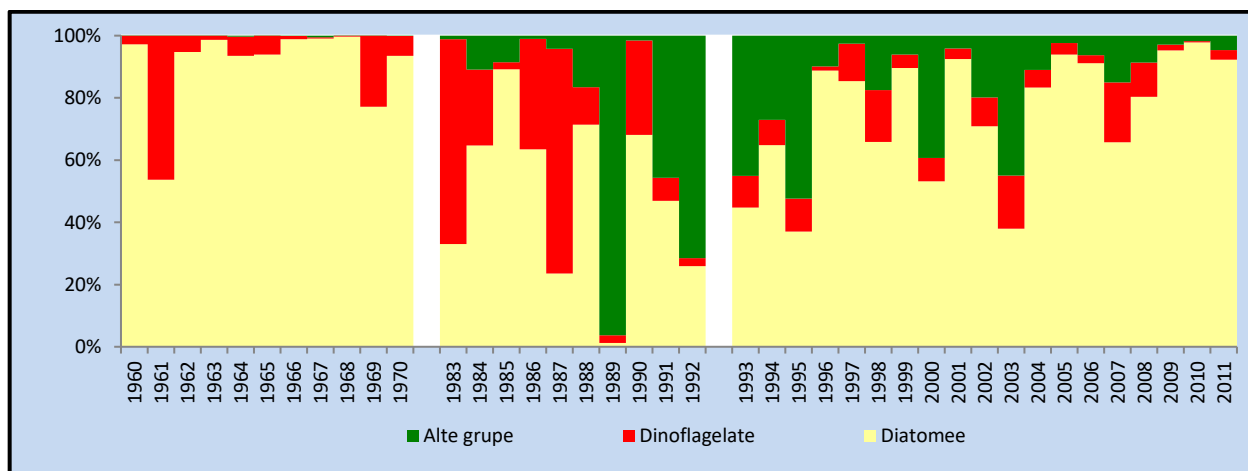


Fig. 3-8 Proporția abundențelor (cel/l) principalelor grupe algale în totalul fitoplanctonului.

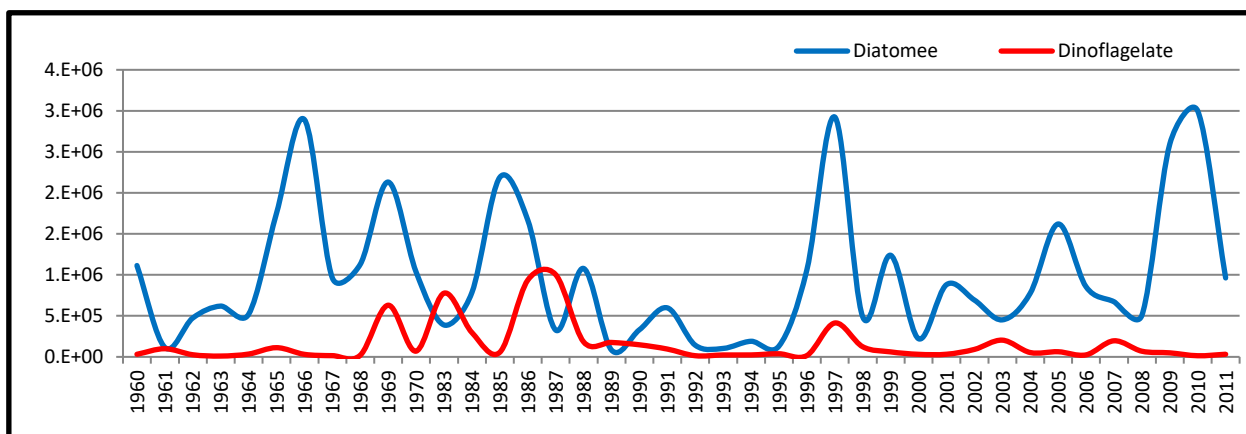


Fig. 3-9 Variația abundențelor (cel/l) diatomeelor și dinoflagelatelor, în apele marine ale litoralului românesc al Mării Negre.

Determinarea stării de calitate, doar pe baza compoziției taxonomice a fitoplanctonului, va fi practic imposibilă, acest element de calitate fiind necesar a fi luat în considerare doar împreună cu date ce privesc structura fitoplanctonului, din punctul de vedere al parametrilor de densitate și biomasă, împreună cu datele de clorofilă a.

Starea ecologică bună ar putea fi atinsă prin menținerea proporției între grupele de diatomee și dinoflagelate, în zonele de influență a surselor de poluare de pe uscat.

3.4 Efecte indirecte ale îmbogățirii cu nutrienți

3.4.1 Abundența algelor perene și efecte adverse cauzate de reducerea transparenței

Este cunoscut faptul că reducerea masivă și chiar dispariția unor specii se datorează apariției, menținerii și chiar accentuării unor factori nefavorabili pentru dezvoltarea acestor specii: creșterea gradului de turbiditate, eutrofizarea și chiar poluarea apelor marine. Speciile perene de alge roșii și brune, mult mai sensibile la acești factori nefavorabili, au suferit un declin drastic, majoritatea dispărând de la litoralul românesc (ex. algele roșii din genul *Laurencia* – *L. pinnatifida*, *L. coronopus*, *L. paniculata*, *L. obtusa*, care nu mai fac parte în prezent din tabloul algal de la litoralul nostru). Creșterea cantității de suspensii a dus la scăderea transparenței și implicit a scăzut limita de dezvoltare a macroflorei algale (Sava, 2000), fiind asfixiați germenii și stadiile juvenile ale algelor roșii și brune.

Suspensiile (provenite din amenajările portuare sau construcția de faleze) au declanșat procese de hipo- și chiar anoxie, cu efecte letale asupra populațiilor algale. Acțiunea suspensiilor influențează direct comunitățile de macrofite, prin:

- limitarea pătrunderii luminii în păturile de apă și reținerea selectivă, în funcție de granulometrie sau structura chimică a particulelor;
- procesele de colmatare, de depunere a suspensiilor la nivelul substratului bental.

Cantitatea mare de suspensii atrage după sine o reducere a transparenței și implicit împiedică fixarea sporilor, apoi germinarea și dezvoltarea algelor. Este cazul speciilor perene *Cystoseira barbata* și *C. crinita*, care, după înghețul mării din 1971-1972, au suferit un declin drastic. Germeții și plantulele tinere nu au mai reușit să se mai dezvolte și să refacă vegetația distrusă în apele costiere cu un grad mare de turbiditate, consecință a aruncării în mare a pământului excavat de la diverse construcții, sau provenit de la falezele neconsolidate afectate de eroziune (Bavaru, 1981). Câmpurile de *Cystoseira* aveau un rol important în amortizarea șocurilor valurilor, iar reducerea lor a atras după sine antrenarea în apă a unor mari cantități de suspensii. Totodată reducerea câmpurilor de *Cystoseira* a atras diminuarea numărului de specii care își găseau aici loc de refugiu, de hrănire și de reproducere (inclusiv pești), dar a dus și la dispariția unor specii epifite obligatorii, fiind profund afectată subcenoza *Cystoseira barbata* - *Mytilus galloprovincialis*.

Estimările stocurilor de *C. barbata* și *C. crinita*, din anii 1970-1971, indicau 4.900-5.500 tone biomasă proaspătă (b.p.), după 1972 stocurile s-au diminuat, în 1973 fiind de 755 tone b.p. La nivelul anului 1979, au ajuns să reprezinte doar 2,1% față de stocurile de referință ale anilor 1970-1971, adică 120,3 tone b.p. (Vasiliu, 1984). În prezent, specia *Cystoseira barbata* se află în refacere, formând câmpuri bine dezvoltate de-a lungul fâșiei litorale Mangalia-Vama Veche, dar nu se mai poate vorbi de biomase proaspete de câteva tone.

Fanerogamele marine *Zostera noltii* și *Z. marina* (biotop pentru numeroase nevertebrate marine și pești) au fost profund afectate, de-a lungul timpului, de activitățile de dragare. Cantonate în orizonturile superioare (1-3m), reducerea transparenței afectează profund aceste plante superioare perene, deoarece le împiedică să desfășoare procesul de fotosinteză. Pe de altă parte, speciile oportuniste din genul *Cladophora*, pentru care scăderea transparenței nu este un factor limitativ, se dezvoltă în mod abundent, mai ales pe durata sezonului cald, și se fixează ca epifite pe talurile de *Z. noltii*, sufocându-le și împiedicându-le să-și desfășoare procesele.

Starea ecologică bună poate fi atinsă prin menținerea distribuției spațiale a speciilor perene (*Cystoseira*, *Zostera*) în limite stabile.

3.4.2 Oxigen dizolvat – modificări datorate descompunerii cantităților mari de substanță organică și suprafața zonei afectate.

Analiza coeficienților de corelație a diferiților parametri fizico-chimici cu oxigenul dizolvat (stația Constanța) evidențiază, ca principal factor de influență, temperatura ($r = -0,86$), urmat de concentrațiile azotaților ($r = 0,38$). Corelația pozitivă azotați – oxigen dizolvat evidențiază rolul nutritiv al aportului de azotați pentru susținerea înfloririlor fitoplanctonice producătoare de oxigen, precum și caracterul episodic al fenomenelor hipoxice.

Pentru intervalul cu cea mai mare variabilitate, 1998-2007, s-au analizat valorile absolute, observațiile zilnice din stația Constanța ($N=2280$). Acestea au oscilat între 1,69 și 12,97 cm^3/L (Media 7,39 cm^3/L , Mediana 7,27 cm^3/L , Dev.Std. 1,64 cm^3/L), cu majoritatea valorilor în intervalul de încredere 95%. Astfel, în acest interval nu s-au înregistrat fenomene anoxice, soldate cu mortalități în ihtiofaună, dar au existat mai multe fenomene hipoxice, când valoarea oxigenului a fost cuprinsă între 1 și 3 cm^3/l , dintre care 3 în anul 1998. Aceste fenomene s-au înregistrat în sezonul cald (lunile iulie-septembrie), ca o consecință a creșterii temperaturii apei

și predominanței fenomenelor oxidative de descompunere a materiei organice produse. Concentrațiile oxigenului dizolvat în coloana de apă (N = 6089) evidențiază anul 1963 ca fiind anul cu mediana maximă. Anul 1976 deține atât valoarea minimă absolută a intervalului $14,3\mu\text{M}$ ($0,32\text{ cm}^3/\text{L}$), în luna septembrie în stația EC2 30m (la fund), cât și maxima absolută, $754,3\mu\text{M}$ ($16,9\text{ cm}^3/\text{L}$) în luna martie EC1 0m.

Spre deosebire de probele de suprafață, unde corelarea cu temperatura era foarte bună, în cazul oxigenului dizolvat în coloana de apă, corelarea cu temperatura scade ($r = -0,29$), ca urmare a lipsei circulației, a intensificării stratificării maselor de apă și producției de oxigen mai scăzută la adâncimi mai mari de 10-20m. Studiul regimului oxigenului dizolvat în coloana de apă (0-50m) (N=6089) surprinde fenomenele hipoxice din intervalul 1963-2007 (Fig. 3-10).

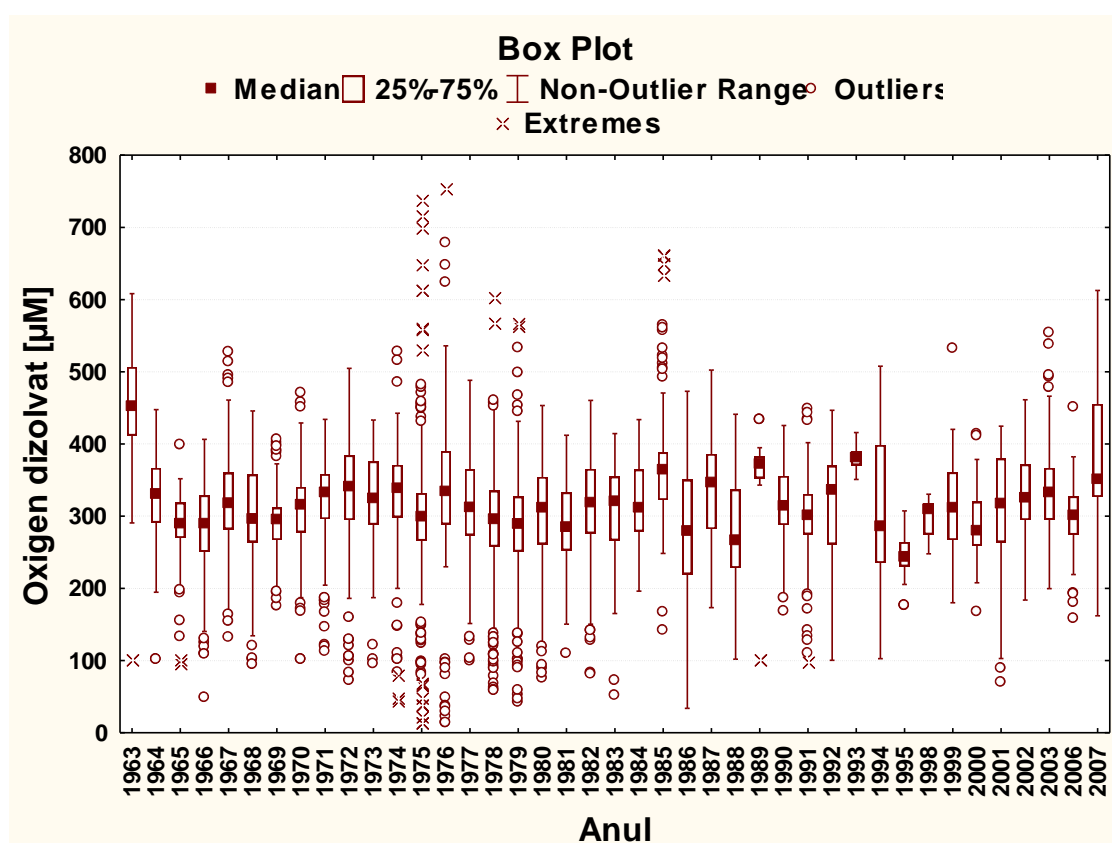


Fig. 3-10 Evoluția anuală a medianelor oxigenului dizolvat, Est Constanta, 1963-2007.

Astfel, valoarea minimă determinată pentru întregul interval, de $14,3\mu\text{M}$ ($0,32\text{ cm}^3/\text{L}$), se regăsește în data de 26 septembrie 1975, în stația Est Constanta 2, la adâncimea de 30m. Semnalate în fiecare vară începând cu anul 1975, fenomenele de înflorire au devenit din ce în ce mai frecvente și mai intense (Cociașu, 1983). În faza de declin a înfloririi, când populația masivă de alge s-a descompus, cantități mari de oxigen au fost consumate în fenomenele oxidative, motiv pentru care s-au înregistrat frecvent scăderi considerabile ale oxigenului, adesea sub $3\text{ cm}^3/\text{L}$ (Cociașu, 1983). Valorile minime înregistrate în intervalul 1963-2007 se situează sub valoarea de $3\text{ cm}^3/\text{L}$ în 62,9% din cazuri, din care 59,9% în intervalul 1971-1983. Majoritatea se regăsesc în timpul sezonului cald (iulie-septembrie). Astfel, dacă fenomenele hipoxice au fost destul de izolate până în anul 1975, ele s-au repetat regulat în fiecare vară începând cu anul 1975 (Cociașu, 1983) până în anul 1986. Fenomenul a atins cote maxime în perioada iulie-septembrie 1975, august și septembrie 1978 și august 1982, perioade în care diminuarea concentrațiilor

oxigenului dizolvat a ajuns aproape de epuizare (0,33 cm³/L în august și 0,32 cm³/L în septembrie 1975) (Cociașu, 1983). În toate cazurile s-a constatat că masele din apropierea fundului (10-40m), din zona cuprinsă între 1 și 20 de mile marine, au fost extrem de afectate. În acest sector, caracterizat de populație bentică densă, deficitul de oxigen a produs importante modificări calitative și cantitative în populațiile bentice (Cociașu, 1983).

În prezent, la litoralul românesc al Mării Negre nu există zone hipoxice permanente, fenomenul hipoxiei fiind legat mai mult de factorii climatici decât de cei biologici. Fenomene extreme, caracteristice exclusiv sezonului cald, episoadele hipoxice pot crea dezechilibre grave în ecosistemul fragil al zonei. Analiza șirului de date istorice de la Est Constanța a condus la stabilirea domeniului de variație specific zonei de studiu și a limitelor intervalelor de concentrații care evaluează starea eutrofizării apelor de la litoralul românesc al Mării Negre (Tabel 3-11). Domeniul de variație specific, atribuit coloanei de apă (0-50m) de la litoralul românesc este 275,0-365,0μM, interval în care se încadrează 50% din valorile măsurate în perioada 1963-2007.

Tabel 3-11 Starea oxigenului dizolvat în apele de la litoralul românesc al Mării Negre.

Parametru	Nesatisfăcătoare	Moderată	Bună	Foarte bună
Oxigen dizolvat, μM	<100,0	100,0-275,0	275,0-400,0	>400,0

Starea ecologică bună poate fi atinsă prin menținerea a 75% din valorile măsurate în domeniului de variație specific atribuit coloanei de apă de la litoralul românesc.

Cercetări viitoare

Având în vedere cele de mai sus, considerăm că în evaluările ulterioare ale eutrofizării apelor de la litoralul românesc al Mării Negre va trebui să se țină cont de factori necuantificați încă cu precizie, ca de exemplu aportul atmosferic de nutrienți și impactul schimbărilor climatice asupra biodisponibilității nutrienților și transformările acestora, rolul raportului molar precum și stoechiometria nutrienților în producția fitoplanctonică și algală. Va fi foarte important să se cuantifice fondul natural de nutrienți și aportul antropic pentru a putea separa variabilitatea naturală de cea influențată antropogenic. Complexitatea eutrofizării impune de asemenea și alte direcții de cercetare în zonă cu privire la rolul fertilizator al CO₂, conținutul în azot, fosfor și siliciu al biomasei fitoplanctonice, cuantificarea surselor interne de nutrienți - adevărate pompe biologice – regenerare, excreții, resuspensie, upwelling, cuantificarea azotului molecular fixat de bacterii, rolul îngrășămintelor organice în aportul nutritiv în condițiile utilizării pe scară din ce în ce mai largă a fertilizatorilor biologici.

De asemenea, deși s-au făcut primii pași în testarea indicatorilor TRIX și HEAT, utilizați pentru evaluarea integrată a eutrofizării, este necesară adaptarea acestora la condițiile din apele marine de la litoralul românesc al Mării Negre.

Dezvoltarea unor indicatori de evaluare a modificărilor în comunitățile planctonice, precum indexul grupurilor funcționale planctonice, este foarte importantă pentru evaluarea stării ecologice bune. Cercetările ar trebui să se concentreze de asemenea pe studiul productivității

primare, a dezvoltărilor macroalgale și a înfloririlor dăunătoare (Harmful Algal Blooms) de mare amploare.

Obiective de mediu

Evaluarea inițială, analiza presiunilor și a efectelor, precum și caracterizarea stării ecologice bune din perspectiva Descriptorului calitativ 5 (*Eutrofizarea rezultată din activitățile umane, în special efectele sale nefaste cum ar fi pierderi ale biodiversității, degradarea ecosistemelor, proliferarea algelor toxice și dezoxigenarea apelor profunde, este redusă la minimum*), au condus la stabilirea următoarelor obiective de mediu care să permită reducerea eutrofizării provenită din activități umane prin:

- Aport de nutrienți din surse de poluare de pe uscat, punctiforme și difuze, inclusiv fluvial, la niveluri care să nu cauzeze intensificarea eutrofizării și să nu afecteze sănătatea umană și biodiversitatea prin:
 - Reducerea/interzicerea utilizării detergenților pe bază de fosfați;
 - Îmbunătățirea practicilor agricole care să permită reducerea poluării cu azot și fosfor;
 - Modernizarea stațiilor de epurare astfel încât nivelurile concentrațiilor din apele marine receptoare să permită atingerea stării ecologice bune.

4 Caracterizarea stării ecologice bune pentru Descriptorul “Contaminanți” (D8)

"Concentrațiile de contaminanți sunt la niveluri care nu dau naștere la efecte de poluare".

Definirea stării ecologice bune din perspectiva descriptorului 8 se referă la impactul asupra mediului marin produs de substanțele chimice cu origine antropică. Din acest punct de vedere, trebuie definite nivelurile substanțelor chimice care nu afectează buna funcționare a ecosistemelor marine

4.1 Metale grele

Metalele grele sunt în mod natural prezente în mediu, dar cantități suplimentare pot fi introduse în mediul marin în urma multor activități antropice.

Conceptul de stare ecologică bună (SEB) în raport cu contaminarea chimică a fost abordat fie în cadrul convențiilor mărilor regionale, fie, în cazul apelor costiere și tranzitorii, în procesul de implementare al Directivei Cadru privind Apa (2000/60/CE), precum și directiva care stabilește normele de calitate a mediului în domeniul apă (2008/105/CE).

Un prim punct esențial pentru definirea SEB este alegerea indicatorilor care vor fi utilizați pentru evaluarea atingerii și menținerii SEB. Aceasta implică:

- alegerea substanțelor chimice antropice (metale grele care pot proveni și din aport antropic: **cupru, cadmiu, plumb, nichel, crom**);
- alegerea matricei investigate (**sediment și biota**);

Al doilea punct esențial este determinarea valorilor care permit determinarea stării ecologice (valori de referință (fondul natural) stabilite în procesul de implementare a Directivei Cadru privind Apa; valori pentru stare ecologică bună: legislație națională - Ord. 161/2006 sau internațională - OSPAR).

Cerința este de a defini SEB din punctul de vedere al criteriilor și indicatorilor D8:

8.1. Concentrația contaminanților - Concentrațiile contaminanților menționați mai sus, măsurate în matrici relevante (apa, sediment și biota), într-o manieră care să asigure comparabilitatea cu evaluările efectuate sub Directiva 2000/60/EC (8.1.1).

Atingerea stării ecologice bune depinde de eliminarea progresivă a poluării, adică prezența contaminanților în mediul marin și efectele lor biologice sunt menținute în limite acceptabile, astfel încât să se asigure că nu există efecte semnificative asupra mediului marin.

Aportul contaminanților constituie **presiunea** asupra ecosistemului marin, nivelurile contaminanților caracterizează **starea** chimică, iar modificările mediului marin constituie **impactul**.

În cadrul descriptorului 8 și funcție de datele disponibile până în prezent, impactul asupra mediului marin se reflectă în **concentrațiile contaminanților în componentele ecosistemului marin (8.1)**. Astfel, GES se referă la determinarea unei stări chimice bune și la reducerea impactului până la limite acceptabile.

Acțiunea de reglementare a surselor de contaminare permite evitarea faptului ca mediul marin, ultimul receptor al activităților umane, să devină poluat ireversibil. De fapt, timpul de răspuns caracteristic al mediului marin la contaminare poate fi îndelungat, mult după ce sursa de poluare a încetat să emită sau și-a redus aportul. Metalele grele intră în categoria poluanților persistenți, neputând fi eliminate din ecosistem. Astfel, bioacumularea și bioamplificarea contaminanților reprezintă un impact biologic, strâns legat de starea chimică a mediului marin.

- Următoarele metale grele sunt propuse pentru a fi luate în considerare pentru evaluarea Seb în apele marine românești:
 - **cupru, cadmiu, plumb, nichel și crom;**
- Matricile considerate corespunzătoare pentru evaluare sunt:
 - **sedimente și biota** (moluște marine).

Criteriile de evaluare a rezultatelor programelor de monitoring, aplicate substanțelor periculoase, permit evaluarea nivelurilor de concentrație, precum și a tendințelor de evoluție temporală.

Având în vedere stadiul actual al cunoștințelor, se pot considera pentru DCSM criteriile elaborate în procesul de implementare al DCA, precum și acelea recomandate de legislația națională (Ord. 161/2006) sau internațională (de exemplu, OSPAR recomandă Criterii de Evaluare a Mediului – EAC, pentru biota și sedimente). Aceste criterii reprezintă astfel nivelurile de concentrație ale contaminanților în mediul marin care nu trebuie depășite, pentru a putea fi considerată stare ecologică bună.

Utilizarea ca matrici de investigație a organismelor și sedimentelor, în locul apei marine, este recomandată, având în vedere concentrarea contaminanților în urma proceselor biologice (biota) sau fizico-chimice (sediment). Metalele grele sunt adesea prezente în apa marină la nivel de urme, îngreunând cuantificarea lor într-o manieră fiabilă.

În prezent, norme specifice de calitate în diferite matrici pentru anumiți contaminanți sunt în curs de elaborare în cadrul DCA, valori care vor putea fi disponibile pentru viitoarea evaluare a SEB. De asemenea, pe plan european se preconizează și utilizarea Concentrațiilor de Fond pentru Evaluare (BAC), elaborate de OSPAR. În cazul în care criteriul de evaluare (EAC) pentru o substanță nu este disponibil, OSPAR propune metoda următoare pentru determinarea SEB într-o anumită zonă marină: se determină nivelul de concentrație în sediment sau biota care corespunde la 5-10% din eșantioanele cel mai puțin poluate.

Evaluarea tendințelor este în egală măsură un indicator cantitativ pentru determinarea menținerii stării ecologice bune.

4.2 Poluanții organici persistenți

Contaminanții care reprezintă o problemă de mare interes în mediul marin sunt cei care sunt persistenți, toxici și se acumulează în organisme. În ciuda reglementărilor stabilite încă de la începutul anilor '70, unii poluanți organici persistenți sunt integrați în ciclurile naturale biogeochimice în ecosistemele marine.

Aprecierea calității mediului marin în ceea ce privește concentrațiile de contaminați chimici s-a făcut conform cerințelor Directivei Cadru Apă. Aprecierea calității mediului marin s-a făcut prin compararea concentrațiilor contaminanților din mediu cu concentrații maxime admise stabilite de legislația în vigoare (Directiva EC 105/2008), legislație care are drept

obiectiv să protejeze ecosistemele marine pelagice și bentale, dar și populația umană de efectele negative ale contaminanților chimici.

Primul punct pentru definirea stării ecologice bune este alegerea indicatorilor care vor fi utilizați pentru evaluarea atingerii și menținerii stării ecologice bune. Aceasta implică alegerea substanțelor chimice și a matricei investigate.

Aprecierea stării ecologice bune trebuie să ia în considerare, în primul rând, substanțele prioritare identificate de OSPAR, HELCOM, MEDPOL, BSC, AMAP și Directiva Cadru Apă, adică hexaclorbenzen, lindan, heptaclor, aldrin, dieldrin, endrin, DDT și metaboliții săi, antracen, fenantren, benzo(a)antracen, crisen, fluoranten, naftalină, piren, benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perilen, indeno[1,2,3-c,d]piren în toate matricile ecosistemului marin: apă, sedimente și biota.

Al doilea punct esențial este determinarea valorilor care definesc starea ecologică bună, valori care au fost sau sunt stabilite sub auspiciile Directivei Cadru Apă, în conformitate cu legislația în vigoare (Directiva EC 105/2008).

Definirea stării ecologice bune din punctul de vedere al criteriilor și indicatorilor D8:

8.1. Concentrația contaminanților - Concentrațiile poluanților menționați anterior, măsurate în matrici relevante (apă, sediment și biota), într-o manieră care să asigure comparabilitatea cu evaluările efectuate sub Directiva 2000/60/EC (8.1.1).

Starea ecologică bună în accepțiunea descriptorului 8 al MSFD reprezintă aceea stare a ecosistemului în care nu se constată prezența efectelor poluării asupra organismelor marine.

În lipsa unor studii privind efectele poluanților organici persistenți asupra ecosistemului marin de la litoralul românesc al Mării Negre starea ecologică bună va fi definită de încadrarea concentrațiilor poluanților organici persistenți în anumite limitele.

Pentru evaluarea stării ecologice bune în apele marine românești sunt propuși a fi luați în considerare următorii poluanți organici persistenți: hexaclorbenzen, lindan, heptaclor, aldrin, dieldrin, endrin, DDT și metaboliții săi, antracen, fenantren, benzo(a)antracen, crisen, fluoranten, naftalină, piren, benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perilen, indeno[1,2,3-c,d]piren în toate matricile ecosistemului marin: apă, sedimente și biotă.

Starea ecologică bună va fi definită în cazul apei marine de încadrarea concentrațiilor poluanților organici persistenți în limitele admise de Directiva EC 105/2008.

Starea ecologică bună se atinge în cazul menținerii concentrațiilor poluanților organici persistenți în limitele actuale fără să afecteze apa, sedimentul și biota

4.3 Caracterizarea SEB (niveluri, tendințe, valori prag, ținte ce permit evaluarea atingerii SEB)

Criteriul	Indicatorul	Măsurând	Referințe pentru evaluare	Remarci
8.1.	8.1.1. Concentrația contaminanților măsurată într-o matrice corespunzătoare (apa, sediment, biota), printr-o metodă care să asigure comparabilitatea cu evaluările realizate în cadrul directivei 2000/60/CE	<p>-Nivelurile contaminanților (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr) în sediment și biota;</p> <p>-Concentrațiile Cu, Cd, Pb, Ni, Cr în biotă nu cresc în timp</p> <p>- Nivelurile contaminanților (hexaclorbenzen, lindan, heptaclor, aldrin, dieldrin, endrin, DDT și metaboliții săi, antracen, fenantren, benzo(a)antracen, crisen, fluoranten, naftalină, piren, benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perilen, indeno[1,2,3-c,d]piren) în apă, sediment și biotă ;</p> <p>- Nivelurile contaminanților (hexaclorbenzen, lindan, heptaclor, aldrin, dieldrin, endrin, DDT și metaboliții săi, antracen, fenantren, benzo(a)antracen, crisen, fluoranten, naftalină, piren, benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perilen, indeno[1,2,3-c,d]piren) în sediment și biotă nu cresc în timp</p>	<p>-DCA; Ord.161/2006;</p> <p>-Criterii OSPAR;</p> <p>-Tendințele temporale pentru evaluarea menținerii stării bune</p> <p>- Directiva EC 105/2008</p>	Anumite norme specifice de calitate sunt în curs de elaborare la nivel european;

Obiective de mediu:

- obiective de stare: Concentrațiile contaminanților în sedimente și biota nu prezintă tendințe crescătoare;
- obiective de presiune: Aportul de contaminanți în mediul marin este redus;
- obiective de impact: Procentul eșantioanelor de sedimente și biotă care depășesc standardele de calitate pentru metale grele este redus (<20%).

5 Bibliografie

- Bavaru A.**, 1981 – Considerații privind situația actuală a vegetației algale macrofite de la litoralul românesc al Mării Negre. *Lucr. St. ser. biol., Inst. Inv. Sup, Constanța*: 97-101.
- Bodeanu N.**, 1989– Algal blooms and development of the main phytoplanktonic species at Romanian Black Sea littoral under eutrophication conditions, *Cercetari Marine, Vol.22*, pp. 107-126.
- Borja A., I. Muxika**, 2005 – Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of benthic ecological quality, *Marine Pollution Bulletin*, 48:1-9
- Borja, A., A. B. Josefson, A. Miles, I. Muxika, F. Olsgard, G. Phillips, J. G. Rodríguez and B. Rygg**, 2006. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I.**, 2003. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. *ICES CM 2003/Session J-02, Tallinn, Estonia, 24–28 September*
- Borja, A., J. Franco & V. Pérez**, 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments, *Marine Pollution Bulletin*, 40(12): 1100-1114
- BSC**, 2007 – Black Sea Transboundary Analysis, Publication of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution.
- 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.
- Chirila V.**, 1965 – Observații asupra condițiilor fizico-chimice ale mării la Mamaia, în anii 1959 și 1960, *Ecologie marină*, pp. 139-184.
- Cociașu Adriana, Lazăr Luminița, Vasiliu D.**, 2008 – New tendency in nutrients evolution from coastal waters, *Cercetări Marine nr.38*, pp. 7-24.
- Cociașu Adriana, Popa Lucia, Dorogan Liliana**, 1983 – Modifications survenues dans la dynamique de l'oxygene des eaux littorales roumaines – *Cercetari Marine, Vol.16*, pp. 39-54.
- Dencheva K.**, 2011 - Improvements in sampling design and estimation of Ecological index – EI (modified Ecological Evaluation Index) of macrophytobenthic communities for implementation of European Water Framework Directive
- European Commission**, 2002 - Eutrophication and Health, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 128.
- GEOHAB**, 2006 – Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, *Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems*, pp. 74.
- Gianguzza A., Pelizzetti E., Sammartano S.**, 2000 - Chemical processes in marine
- Gomoiu M.-T.**, 1992 – Marine eutrophication syndrome in the North-Western part of the Black Sea, *Science of the total environment*, Elsevier, pp. 683-692.
- Grall, & M. Glemarec**, 1997 – using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. *Estuarien and coastal Shelf Science*, 44A: 43-53.
- Grasshoff K., Kremling K., Ehrhardt M.**, 1999 – *Methods of Seawater Analysis*, Wiley-VCH, pp. 599.
- HELCOM**, 2009 - Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Environment Proceedings No. 115B*, pp.
- I.N.C.D.M.**, 2008 - Studiu privind elaborarea sistemelor de clasificare a apelor de suprafață.

- ICPDR –ICPBS**, 1999 – Causes and Effects of Eutrophication in the Black Sea Summary report, Programme Coordination Unit UNDP/GEF Assistance, pp. 93.
- Mee L.D., Friederich J., Gomoiu M. T.**, 2005 – Restoring the Black Sea in Times of Uncertainty, *Oceanography*, Vol.18, pp. 32-43.
- Mee L.D., Topping G.**, 1999 – Black Sea Pollution Assessment. Black Sea Environmental Series Vol,10, pp. 380.
- Oguz T., Velikova Violeta**, 2010 – Abrupt transition of the northwestern Black Sea shelf ecosystem from a eutrophic to an alternative pristine state, *Marine Ecology Progress Series*, Vol.405, pp. 231-242.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N.**, 2001 - Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model, *Mediterranean Marine Science*, Vol. 2/2, 2001, 45-65
- Sava D.**, 2000 - Observații preliminare asupra biomasei algelor macrofite marine de la litoralul românesc al Mării negre. *Acta Botanici Bucurestiensis*, 28 :199-206.
- Skolka H.**, 1967 – Considerații asupra variațiilor calitative și cantitative ale fitoplanctonului litoralului românesc al Mării Negre, *Ecologie Marină*, pp. 193-293.
- Smayda, T.J. and C.S. Reynolds 2003.** “Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly”. *Journal of Sea Research* 49, 95-106
- Smayda, T.J. and C.S. Reynolds 2003.** “Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly”. *Journal of Sea Research* 49, 95-106
- Spatharis S., G. Tsirtsis**, 2010. “Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean”, *Ecological Indicators*, 612-620
- Studii anuale INCDM -2009-2010** (macrozoobentos)
- Vasilu F.**, 1984 - Producția algelor macrofite de la litoralul românesc al Mării Negre. Teza de doctorat MEI, Inst. de St. Biol.
- Vollenweider R. A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A.**, 1998- Characterization Of The Trophic Conditions Of Marine Coastal Waters With Special Reference To The Nw Adriatic Sea: Proposal For A Trophic Scale, Turbidity And Generalized Water Quality Index-Environmetrics, 9, pp. 329-357.
- Yunev O. A., Carstensen J., Moncheva S., Khaliulin A., Aertebjerg G., Nixon S.**, 2007 - Nutrient and phytoplankton trends on the western Black Sea shelf in response to cultural eutrophication and climate change, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.65, pp. 172-190.
- Yunev O. A., Vedernikov V. I., Basturk O., Yilmaz A., Kideys A., Moncheva Snejana, Konovalov S., K.**, 2002 - Long term variations of surface chlorophyll a and primary production in open Black Sea, *Marine Ecology Progress series* Vol.230, pp. 11-28.