

# KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)

Hoofdrapport



Ecofide  
*Natuurlijk vertrouwen*

# KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)

## Hoofdrapport

Datum: 7 september 2012

Opdrachtgever: RWS Waterdienst

Projectnummer: 43

Status: Eindrapport

Auteurs: E.T.H.M. Peeters (Wageningen Universiteit)  
H.J. de Lange (Alterra)  
M.A.A. de la Haye (Grontmij)  
A.J.G. Reeze (Waterdienst, Arcadis)  
J.F. Postma (Ecofide)

### Citeren als:

Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye, A.J.G. Reeze & J.F. Postma (2012). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Ecofide rapportnummer 43a.

Deze KRW-maatlat voor macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) is tot stand gekomen in een meerjarige samenwerking van meerdere mensen en organisaties.

Ecofide  
Singel 105  
1381 AT Weesp  
Telefoon: 0294-450282  
Fax: 0294-457359  
KvK: 32134487  
info@ecofide.nl  
www.ecofide.nl



# Inhoudsopgave



1.	Inleiding .....	1
1.1	Achtergrond.....	1
1.2	Een korte geschiedenis van de maatlat.....	2
1.3	Leeswijzer .....	2
2.	Werkwijze.....	3
2.1	Opstellen van de maatlat .....	3
2.2	Stappen en keuzes.....	3
3.	Referentiebeschrijving .....	9
3.1	Globale referentiebeschrijving (uit: van der Molen & Pot 2007).....	9
3.2	Aanvullingen macrofauna .....	11
4.	Bouwstenen maatlat .....	13
4.1	Onderscheid hoofdstromen en Biesbosch .....	13
4.2	Biotopen .....	14
4.3	Pressoren en deelmaatlaten .....	15
5.	Berekenen van de maatstaven.....	17
5.1	Vorbewerking van de macrofaunadata.....	17
5.2	Beoordelen profundaal monster .....	19
5.3	Beoordelen litoraal monster .....	25
5.4	Maatlat macrofauna R8.....	27
5.5	Monitoring en aggregatie tot eindscore waterlichaam .....	30
6.	Toepassing: voorbeelden .....	31
7.	Conclusies en aanbevelingen .....	37
8.	Literatuur.....	39
9.	Bijlagen .....	43





# 1. Inleiding

---



## 1.1 Achtergrond

Bij het actualiseren van de referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kader Richtlijn Water (Van der Molen & Pot 2007) is besloten de in 2005 opgestelde macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater (watertype R8) in te trekken. De maatlat was niet onderscheidend en bovendien waren de waterbodem en waterbodem-verontreinigingen niet meegenomen in de beoordeling. Dit terwijl in Zuid-Holland veel waterbodems verontreinigd zijn en er behoefte is aan een maatlat die uitspraken doet over de biologische toestand van waterlichamen en de rol van waterbodemverontreiniging hierin.

In de afgelopen 15 tot 30 jaar is in het beheersgebied van Zuid Holland veel onderzoek gedaan naar het voorkomen van macrofauna in relatie tot bodemverontreiniging en naar beoordelingsmethoden om dit te toetsen. Een selectie van deze onderzoeken is:

- Biotisch effect onderzoeken in het benedenrivieren gebied (Den Besten et al. 1993, 1997, 1999; Eys & Den Besten, 2001; Postma & Den Besten, 2001);
- Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters (AquaSense, 1993);
- Makro-evertebraten in relatie tot bodemvorming processen (Klink, 1994);
- Macrofauna in de diepe bodem van het noordelijk deltabekken (Dudok van Heel et al. 1992);
- Kwantificeren van effecten van multistress bij macrofauna in het veld, laboratorium en model omstandigheden (Peeters, 2001);
- Normaalranges voor macrofauna in sediment in de grote rivieren (Oosterbaan, 2005);
- Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen (De Lange et al. 2005);
- Overzicht beoordelingsmethoden ecologische waterbodemkwaliteit (De Lange et al., 2006);
- Overzicht normaalwaarden voor macrofauna en nematoden (De la Haye et al., 2006).

In opdracht van de Waterdienst (voorheen RIZA) is met behulp van de beschikbare RWS gegevens vanaf 1992 voor zoet getijdenwater (R8) een macrofauna maatlat opgesteld waarin oever (litoraal), bodem (profundaal) en sedimentverontreiniging zijn opgenomen. Deze maatlat wordt in dit rapport beschreven. De maatlat kan ook worden toegepast voor het Ketelmeer<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Bij de ontwikkeling van de maatlat voor R8 is ook het Ketelmeer betrokken. Het Ketelmeer heeft een aantal eigenschappen met zoet getijdenwater gemeen (fluctuaties in afvoer, sedimentatiegebied). Gezien de problemen met de waterbodem is toepasbaarheid van de maatlat voor R8 hier zeer gewenst. De huidige maatlat voor ondiepe gebufferde plassen zoals het Ketelmeer (M14) richt zich alleen op de oever.



## 1.2 Een korte geschiedenis van de maatlat

De ontwikkelde macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater (R8) verschilt op enkele fundamentele punten met die van de andere macrofauna maatlaten. Mede hierom is gekozen voor een uitgebreide validatie, waarbij in de jaren na de eerste ontwikkeling van de maatlat (2008) meerdere aspecten nader zijn onderzocht. Deze studies hebben op onderdelen tot aanpassingen van de maatlat geleid.

Voor een eenduidige beschrijving van de macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater is besloten om de oorspronkelijke maatlat rapporten uit 2008, die in 2010 een eerste update hebben gehad (Peeters et al 2010a en b), verder aan te passen en daarmee de uiteindelijke macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater vast te leggen.

Het voorliggende hoofdrapport en het bijbehorende achtergrondrapport (Peeters et al 2012) hebben daarmee als basis de genoemde rapporten uit 2010 en zijn vervolgens aangepast op basis van de bevindingen zoals opgenomen in:

- Arcadis & Ecofide (2010). Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8);
- Posthuma et al (2011). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)-nadere analyses. RIVM rapport;
- Ecofide & Arcadis (2011). Optimalisatie macrofauna maatlat R8. Heranalyse met msPAF als somparameter en herziene lijst indicatorwaarden.

## 1.3 Leeswijzer

De maatlat is opgeleverd in twee rapporten, het onderliggende hoofdrapport en een achtergrondrapport (Peeters et al., 2012) met een uitgebreide beschrijving van de werkzaamheden en verantwoording van de gemaakte keuzes.

In hoofdstuk 2 is de aanpak van de ontwikkeling van de maatlat beschreven. Hoofdstuk 3 geeft een globale referentiebeschrijving van zoet getijdenwater (R8). Hoofdstuk 4 beschrijft de deelmaatlaten waaruit de maatlat macrofauna is opgebouwd. In hoofdstuk 5 wordt de berekening van de afzonderlijke deelmaatlaten uitgelegd en de berekening van de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR). In hoofdstuk 6 wordt de werking van de maatlat geïllustreerd met een uitgewerkt voorbeeld. Het hoofdrapport wordt afgesloten met discussiepunten en aanbevelingen (hoofdstuk 7).

In de achtergrondrapportage (Peeters et al., 2012) worden achtereenvolgens de gevolgde aanpak toegelicht, een overzicht van de gebruikte data gegeven, de uitgevoerde bewerkingen van de data besproken, de gebruikte programma's toegelicht en de uitkomsten van de voornaamste data analyses weergegeven met illustraties.



## 2. Werkwijze

---



### 2.1 Opstellen van de maatlat

Voor het opstellen van de maatlat is gewerkt conform de KRW methode (Van der Molen & Pot 2007). De methode bestaat uit de volgende stappen:

1. Opstellen van een globale referentiebeschrijving (hoofdstuk 3);
2. Kiezen van biologische indicatoren (hoofdstuk 4);
3. Indicatoren uitwerken in deelmaatlaten (hoofdstuk 5);
4. Deelmaatlaten aggregeren tot één maatlat (paragraaf 5.4);
5. Validatie van de biologische maatlaten (zie achtergronddocument, Peeters et al., 2012);
6. Uitwerken van de relevante hydromorfologische en fysisch-chemische getalswaarden (uitgewerkt in Van der Molen & Pot 2007).

De natuurlijke referentiesituatie van het zoet getijdenwater is beschreven in hoofdstuk 3. In kwantitatieve zin kent de kennis over deze referentiesituatie beperkingen. Voor het onderbouwen van de verschillende klassegrenzen en de keuzes voor specifieke deelmaatlaten is daarom gebruik gemaakt van macrofaunagegevens die de afgelopen decennia in het gebied zijn verzameld.

### 2.2 Stappen en keuzes

Naast deze macrofaunagegevens, die in opdracht van Rijkswaterstaat tussen 1992 en 2006 in het gebied zijn verzameld, is bij het opstellen ook gebruik gemaakt van de in Nederland aanwezige kennis over de autecologie van macrofaunasoorten, het ecologisch functioneren van macrofauna en over de relatie tussen macrofauna en sedimentvervuiling.

De ontwikkeling van de beoordelingsmethode is gebaseerd op multivariate ordinatie analyses van de data (macrofauna en fysische -, chemische - en vervuilingsdata), gecombineerd met het zoeken naar (bestaande) beoordelingsmethoden die patronen in de ordinatie kunnen beschrijven. Deze beoordelingsmethoden kunnen dan in de maatlat R8 gebruikt worden.

Het doel van de ordinatie analyses is om te achterhalen welke factoren van belang zijn voor de samenstelling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied en of de patronen die ontstaan bij deze analyses correleren met de betrokken beoordelingsmethoden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in patronen met betrekking tot algemene verstoring en patronen die verband houden met sedimentvervuiling. De beoordelingsmethoden die een verband tonen met

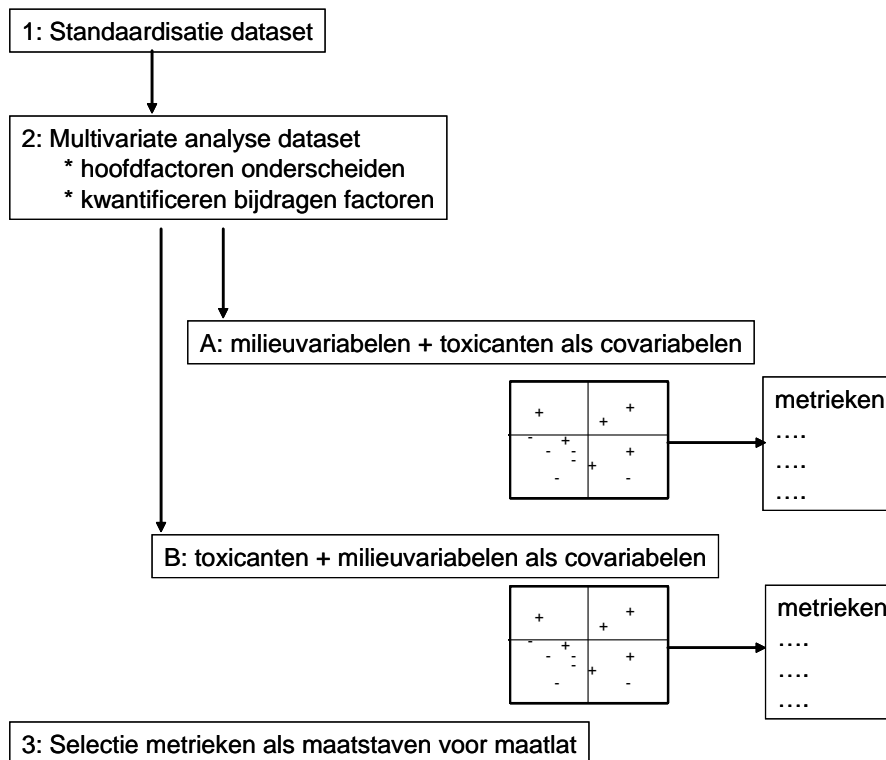
de genoemde patronen vormen de opstap voor het beoordelingssysteem. De totstandkoming van het beoordelingssysteem wordt in hoofdstuk 4 in meer detail beschreven.

In het proces zijn een aantal stappen en keuzes gemaakt, zie figuur 1. Deze worden hier beknopt weergegeven en uitgebreid beschreven in het achtergrondrapport (Peeters et al., 2012).

Allereerst is er een expertgroep samengesteld om tijdens de ontwikkeling van de maatlat in 2007-2008 terugkoppeling te geven op de resultaten en gemaakte keuzes (voor de samenstelling van de expertgroep zie Peeters et al., 2012).

### 1. Standaardisatie dataset

De beschikbare data, macrofauna gegevens van profundaal en litoraal en chemische gegevens van het profundaal zijn gestandaardiseerd voor toepassing in de analyses. In totaal zijn er gegevens van 522 profundaal monsters en 397 litoraal monsters beschikbaar. In de ontwikkeling van de maatlat zijn de profundaal dataset en de litoraal dataset onafhankelijk van elkaar bewerkt.



**Figuur 1** Gevolgd stappenplan in de ontwikkeling van de maatlat.

### 2. Multivariate analyse dataset en

### 3. Selectie van metriecken

In de voorbereidende analyses bleek een duidelijk verschil tussen locaties in de Biesbosch en locaties in de hoofdstromen. In de Biesbosch krekens is de stroomsnelheid lager en de verblijftijd langer, waardoor sedimentatie en erosie processen anders verlopen (meestal meer sedimentatie in Biesbosch krekens). Deze verschillen in hydrologie en morfologie leiden tot een andere soortensamenstelling in de Biesbosch krekens ten opzichte van de hoofdstromen. Dit verschil komt met name tot uitdrukking in de profundaal monsters, en minder in de litoraal monsters.



Keuze:

In de profundaal dataset worden Biesbosch en hoofdstromen apart geanalyseerd.

In de voorbereidende analyses bleek ook dat het nodig is om vast te stellen of het te onderzoeken watersysteem voldoet aan het criterium 'zoetwater'. Uit de autecologische gegevens van de macrofauna soorten is bekend of een soort kenmerkend is voor brak water. In het profundaal komen minder vaak brak water soorten voor dan in het litoraal.

Keuze:

- het zoetwaterkarakter van het te onderzoeken watersysteem wordt in de maatstaf zoetwaterkarakter vastgesteld;
- voor het litoraal worden andere begrenzings gehanteerd dan voor het profundaal

### *2A: Ontwikkelen deelmaatlat algemene verstoring profundaal*

De relatie tussen algemene verstoring en macrofauna is onderzocht in een analyse waarbij de contaminanten als covariabelen zijn meegenomen. Op deze wijze wordt het effect van die vervuulende stoffen uit de analyse verwijderd. Hoe locaties in het ordinatiediagram liggen is daarmee onafhankelijk van de sedimentvervuiling.

De uitkomst van deze analyse is vervolgens in verband gebracht met de scores voor de verschillende beoordelingsmethoden door de monsters in het ordinatiediagram te labelen met de waarde voor de beoordelingsmethoden. In de gelabelde ordinatiediagrammen is vervolgens gezocht naar herkenbare patronen. Beoordelingsmethoden waarbij de monsters met een goede score duidelijk apart liggen van de monsters met een slechte score komen in aanmerking voor verdere selectie.

### *3A: Selectie van metrieken als maatstaven voor de maatlat*

Op basis van onderlinge samenhang tussen de beoordelingsmethoden is een keuze gemaakt voor die beoordelingsmethoden die het best de verschillende aspecten van de macrofauna weergeven.

Keuze:

De volgende beoordelingsmethoden worden toegepast in de profundaal deelmaatlat voor algemene verstoring:

- aantal genera als maat voor de diversiteit;
- aantal individuen per m<sup>2</sup> (dichtheden) als maat voor de productie;
- aantal voedselgilden als maat voor de volledigheid voedselweb

### *2B: Ontwikkelen deelmaatlat sedimentvervuiling profundaal*

De relatie tussen sedimentvervuiling en macrofauna is onderzocht in een analyse waarbij de ecologische factoren als covariabelen zijn meegenomen en de contaminanten als verklarende variabelen. De variatie in de samenstelling van de macrofauna wordt dan alleen in verband gebracht met verschillen in contaminanten. Voor deze analyse zijn de gegevens van de Biesbosch en van de hoofdstromen weer samengevoegd, ervan uitgaande dat de rol van contaminanten in beide typen systemen gelijk is. Het resultaat van deze analyse is eveneens in verband gebracht met de beoordelingsmethoden door de monsters wederom te labelen met de

waarde van de beoordelingsmethoden. De onderzochte beoordelingsmethoden leverden geen goede interpretatie van het diagram op. Daarom is op basis van de indicatiewaarde van de soorten een nieuwe methode ontwikkeld.

Keuze:  
Voor de deelmaatlat sedimentvervuiling wordt een nieuwe beoordelingsmethode ontwikkeld.

### *3B: Selectie van metrieken als maatstaven voor de maatlat*

Aan de soorten in de dataset is op basis van hun positie in het ordinatiediagram een indicatiewaarde voor sedimentvervuiling toegekend. Soorten worden als indifferent (dit zijn algemeen of juist zeldzaam voorkomende soorten), indicator voor schoon sediment, indicator voor zwak vervuild sediment, of als indicator vervuild sediment geclassificeerd. Met deze sedimentvervuilingsindicatoren worden twee maatstaven berekend, één gebaseerd op het aantal vervuiling indicerende taxa, en één gebaseerd op de abundantie van deze taxa.

Ter validatie van deze indicatorwaarden op basis van multivariate analyses, is de dataset in 2010 door het RIVM geanalyseerd met behulp van Generalized Linear Modelling (GLM; Posthuma et al 2011). Uit de vergelijking van de verkregen gegevens bleek dat de classificatie van taxa voor sedimentverontreiniging in de R8-maatlat redelijk – maar niet volledig – overeen stemt met de berekende effecten van mengsels op de taxa. Geconcludeerd werd dat optimalisatie van de classificatie mogelijk is. Deze optimalisatie is beschreven in Ecofide en Arcadis (2011) en in het onderliggende rapport overgenomen.

Keuze:  
De volgende maatstaven worden gebruikt in de deelmaatlat sedimentvervuiling voor profundaal:

- Vervuilingsindicatoren;
- Abundantie vervuilingsindicatoren

### *Ontwikkelen maatlat litoraal*

De litoraal dataset bevat alleen macrofauna data. Er zijn geen abiotische gegevens beschikbaar. Met deze dataset is een indirecte ordinatie uitgevoerd. De soortensamenstelling van de monsters wordt vooral bepaald door de bemonsterde habitats, en minder door het deelgebied of hoofdstroom versus Biesbosch.

Voor het beoordelen van de ecologische kwaliteit in het litoraal (en daarmee de invloed van algemene verstoring) kan het aantal taxa of het aantal genera gehanteerd worden. Uit oogpunt van eenduidigheid met de maatlat profundaal is gekozen voor het aantal genera als maatlat. Daarnaast is de aanwezigheid van een intergetijdenzone in het litoraal een kenmerkend onderdeel.

Keuze:  
De volgende maatstaf wordt gebruikt voor litoraal:

- aantal genera als maat voor de diversiteit

*Vaststellen grenzen maatlatten en afleiden EKR's*

Voor de geselecteerde maatlatten worden de maxima vastgesteld, rekening houdend met eventuele verschillen tussen de hoofdstromen en Biesbosch, en tussen profundaal en litoraal. Met behulp van deze maximaal bereikbare waarden worden de EKR's afgeleid. Voor de metriek abundantie wordt geen maximum vastgesteld maar een optimum voor de hoogste EKR.



## 3. Referentiebeschrijving



### 3.1 Globale referentiebeschrijving (uit: van der Molen & Pot 2007)

#### Typologie

De abiotische karakteristieken van het watertype zijn weergegeven in Tabel 1. Het KRW watertype R8 komt overeen met de volgende natuurdoeltypen (Bal et al. 2001): R8 Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei = natuurdoeltype 3.11 Zoet getijdenwater subdoeltypen Aquatisch Supplement 3-8, 3-16, 3-17, 3-18.

**Tabel 1** Karakterisering van het type op basis van Elbersen et al. 2003

	Eenheid	Range
Verhang	m / km	< 1
Stroomsnelheid	cm / s	< 50
Geologie stroomgebied	> 50%	Kiezel
Breedte	m	> 25
Oppervlakte stroomgebied	km <sup>2</sup>	> 200
Permanentie	-	Nvt
Getijden	-	Ja (0,3 – 1,9 m)

#### Geografie

Rivier, kreek of ander zoetwaterbekken waarin tweemaal daags de stromingsrichting wisselt en het waterpeil grote verschillen vertoont. Zoete getijdenwateren (met een chloridegehalte van maximaal 1 g Cl/l) worden aangetroffen op plaatsen waar de rivier invloed ondergaat van de getijdenbeweging van eb en vloed vanuit de zee, via de zoute en brakke getijdenwateren. Zoete getijdenwateren liggen zo ver stroomopwaarts in de riviermonding dat het zoute water niet doordringt. Zoet rivierwater ontmoet de getijden vooral in het zeekleigebied (vooral in de Oude Maas en de Biesbosch), maar ook in de uitlopers van het rivierengebied (zoals de Lek). Door de aanleg van dammen in de brakke en zoute getijdenwateren is het gebied waarin zoet getijdenwater nu voorkomt sterk verkleind en is bovendien veelal een sterk veranderde afgeleide van de natuurlijke variant.

Rivierbegeleidende wateren met getijdeninvloed behoren ook tot het type. Deze semi-stagnante wateren staan aan één kant in open verbinding met de rivier. Het betreft meestal strangen. Het watertype wordt gekenmerkt door de invloed van het getij. Deze invloed uit zich in een dagelijkse waterstandswisseling. Op ondiepe wateren heeft het getij meer effect dan op diepe wateren. Tot dit type behoren enkele wateren langs de Lek, ten westen van Hagenstein, zoals de Binnen-Lek bij Lopik en een oude nevengeul ten oosten van Schoonhoven. Langs de Oude Maas ligt het Zuiddiepje, een rivierbegeleidend water dat ook tot dit type gerekend kan worden,

evenals het Balkengat langs de Nieuwe Merwede. Vroeger kwam dit type ook langs de Waal voor, maar het is daar sinds het grotendeels wegvallen van het getij door de afsluiting van het Haringvliet verdwenen.

Het zoetwatergetijdengebied vormt een uitstekende woonplaats voor de Bever (*Castor castor*). Bevers zijn zelf deels verantwoordelijk voor allerlei processen in hun leefgebieden door het omknagen van bomen en het bouwen van dammen in nevengeulen.

### *Hydrologie*

Als gevolg van de getijbeweging wisselt tweemaal daags de stroomrichting van het water in het zoetwatergetijdengebied en vertoont het waterpeil sterke fluctuaties (ruim 2 m). De uitstroom van zoet water wordt tijdens de vloed tegengehouden: het water wordt opgestuwd, waardoor vooral in de zoet-brak overgang de stroomrichting omdraait en het waterpeil (minimaal 30 cm) stijgt. De intergetijdenzone is de tweemaal daags droogvallende zone tussen gemiddeld laag water (GLW) en gemiddeld hoog water (GHW). Deze zone kenmerkt zich door een sterk dynamisch milieu. Afhankelijk van de hoogteligging en inundatieduur worden verschillende successiestadia van de vegetatie aangetroffen. De ondiepe delen van het zoetwatergetijdengebied zijn de permanent overstroomde delen, tot een diepte van circa 1 meter beneden GLW. In de diepe stroomgeulen (> 1 m) worden hoge stroomsnelheden bereikt die kunnen oplopen tot anderhalve meter per seconde.

### *Structuren*

De hierbij optredende erosie- en sedimentatieprocessen zijn sturend voor de morfologie van het gebied en zorgen voor de vorming van stroomgeulen, kreken en oeverwallen. Afhankelijk van de stroomsnelheid van het water bestaat de bodem uit zand of slib. Op plaatsen met lagere stroomsnelheden ontstaan zandplaten, slikken en gorzen. Door sedimentatie van materiaal komen ze steeds hoger te liggen. Door erosie en sedimentatie is het diepe stroombed instabiel en wordt de loop van de geulen voortdurend verlegd. Het stroombed bestaat bij sterke stroming grotendeels uit zand, in diepere of langzaam stromende delen wordt slib afgezet.

### *Chemie*

Het water is neutraal (tot basisch) en matig eutroof tot eutroof. De waterbeweging maakt het doorzicht gering. Heinis et al. (2004) geven indicatieve waarden van enkele waterkwaliteitsparameters. Op basis van de koppeling met de natuurdoeltypen kan het type verder als volgt worden gekarakteriseerd (Tabel 2).

**Tabel 2** Karakterisering watertype R8

<i>Waterregime:</i>	open water	droogvallend	zeer nat	nat	matig nat	vochtig	matig droog	droog
<i>Zuurgraad:</i>	zuur		matig zuur		zwak zuur		neutraal	basisch
<i>Voedselrijkdom:</i>	oligotroof		mesotroof		zwak eutroof		matig eutroof	eutroof

### *Biologie*

De levensgemeenschap van de intergetijdenzone bestaat uit soorten die zijn aangepast aan de invloed van de getijbeweging. Dit betekent aanpassing aan tijdelijke droogval, variaties in stroming en aan instabiele substraten. Door de extreme omstandigheden zijn deze wateren

betrekkelijk soortenarm maar herbergen ze enkele zeer karakteristieke soorten en soortencombinaties. Er zijn migratiemogelijkheden voor fauna door middel van verbinding met andere beken en riviertjes.

### *Macrofauna*

De macrofauna van de zoete getijdenwateren onderscheidt zich van de licht brakke en brakke wateren door het voorkomen van een grotere diversiteit aan insecten en borstelarme wormen. De macrofaunagemeenschap van het stroombed van de diepe geulen is soortenarm met Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en een aantal (stromingsminnende) borstelarme wormen (*Propappus volki*) en larven van vedermuggen (*Kloosia pusilla*). Op plaatsen met sterke stroming en een instabiel stroombed zijn de omstandigheden slecht. Op plaatsen met minder sterke stroming kunnen zich meer soorten handhaven. Hier zitten zoetwatermosselen, waaronder soorten van de stroommossels (Unioninae) en zwanenmossels (Anodontinae). De macrofaunagemeenschap bevat maar een klein aantal echte karakteristieke zoetwatergetijdensorten. Dit zijn het getijdenslakje (*Mercuria confusa*) en de muggenlarve *Thalassosmittia thalassophila*. Deze soorten zijn voor hun verspreiding in Nederland vrijwel geheel of zelfs geheel aangewezen op het zoetwatergetijdengebied.

## 3.2 Aanvullingen macrofauna

### *Referentiesituatie*

Het proefschrift van Wolff (1973) geeft veel informatie over de verspreidingspatronen van macrofauna in het gebied van voor de afsluiting.

Volgens dit onderzoek werd de macrofauna in het zoetwatergetijden-gebied in het algemeen gedomineerd door wormen en insectenlarven. De intergetijdige zandplaten waren zeer soortenarm, met enkel het schelpje *Sphaerium solidum* en de vlokreeft *Gammarus zaddachi* in lage dichtheden. De intergetijdige slibrijke platen herbergen meer soorten, waaronder de volgende herbivoren: de oeverloofslak *Perforatella rubiginosa* (nu *Pseudotrichia rubiginosa*), *Potamopyrgus jenkinsi* (nu *Potamopyrgus antipodarum*), *Pseudamnicola confusa* (nu *Mercuria confusa*), *Limnaea peregra* (nu *Radix ovata* of *Radix auricularia*), *Limnaea palustris* (nu *Stagnicola*) en de gevlekte akkerslak *Agriolimax reticulatus* (nu *Deroceras reticulatum*); de filtreerders *Sphaerium corneum* en meerdere Pisidium soorten; de predatoren *Trocheta bykowskii* (nu *Trocheta pseudodina*) en andere bloedzuigers; en een groot aantal soorten wormen en chironomidenlarven.

De meeste van deze soorten zijn niet meer aangetroffen in de onderzoeken waarop de beoordelingsmethode R8-wateren is gebaseerd.

Uit historische data, met behulp van paleolimnologisch onderzoek, kunnen mogelijk deels soortenlijsten gereconstrueerd worden. Deels, omdat alleen delen van het chitine pantser van insecten en schelpen worden teruggevonden. Hiermee kan de aanwezigheid van deze soorten aangetoond worden, maar het geeft geen informatie over dichtheden van de verschillende soorten in het verleden.

### *Globale beschrijving van de huidige macrofauna*

Een analyse van de verspreidingskaartjes van soorten gebaseerd op de gegevens uit de periode 1993 en 2006 heeft voor de verschillende wateren en deelgebieden van het benedenrivierengebied de volgende typerende soorten opgeleverd:

- De Boven - en de Nieuwe Merwede worden gekenmerkt door rheofiele muggenlarfsoorten (*Chironomus acutiventris*, *Polypedilum scalaenum*, *Propappus volki*, *Robackia demeijerei*, *Paratendipes nubilus* en *Kloosia pusilla*). *Robackia*, *Paratendipes* en *Kloosia* leven in schuivend zand. Ze duiden op een hoge dynamiek op de bodem;
- De Dordtsche, Sliedrechtse en Brabantse Biesbosch worden gekenmerkt door soorten van semi-stagnant water, met een beperkte omvang en dynamiek, waarin ook de vegetatie een rol speelt. De soorten *Endochironomus albipennis*, *Mideopsis orbicularis*, *Neumania deltoides* komen hier voor. De soorten *Cladopelma viridulum* gr. en *Tanypus* leven voornamelijk op of in modder;
- In de Biesbosch en Haringvliet worden soorten aangetroffen typisch voor stagnant en ondiep water én soorten gebonden aan oevervegetatie, zoals *Forelia variegator*, *Hygrobates nigromaculatus*, *Limnesia maculata* en *Piona* nymphen. Ook worden muggenlarfsoorten aangetroffen die leven in ondiepe zandbodems met golfslag (*Polypedilum bicrenatum* en *Stictochironomus*) of in de modder (*Einfeldia carbonaria = dissidens*);
- In de Amer wordt de Eeltslak (*Lithoglyphus naticoides*) gevonden, deze soort leeft in omstandigheden die vergelijkbaar zijn met die in de randmeren (alleen winddynamiek en beperkte scheepvaart);
- Zowel in de Merwedees als in het Haringvliet wordt de muggenlarve *Chironomus nudiventris* aangetroffen die op de zandige oevers foerageren op diatomeeën;
- In het Hollandsch Diep en Haringvliet graast de muggenlarve *Lipiniella arenicola* diatomeeën op de zandige oevers;
- In het Hollandsch Diep wordt de borstelworm *Paranais frici* als enige soort meer aangetroffen dan elders. Verder wordt het Hollandsch Diep gekenmerkt door het ontbreken van veel soorten, die wel in de Biesbosch en het Haringvliet worden aangetroffen (zie boven). Dit is vrijwel zeker het gevolg van het sedimentatiefront in dit systeem, waardoor voor veel soorten een uiterst ongunstige dynamiek aanwezig is;
- In de Lek worden soorten aangetroffen die duiden op een brakke component (*Cyatura carinata*, *Heteromastis filiformis* en *Nereis* spec.) en de zoetwaterintergetijdensoorst *Thalassosmittia thalassophila* en *Mercuria confusa*.

Uit de beschikbare dataset blijkt dat naast deze soorten in dit watertype vooral soorten voorkomen die tolerant zijn voor hoge dynamiek (stroming, droogval, zoutgehalte, etc.).

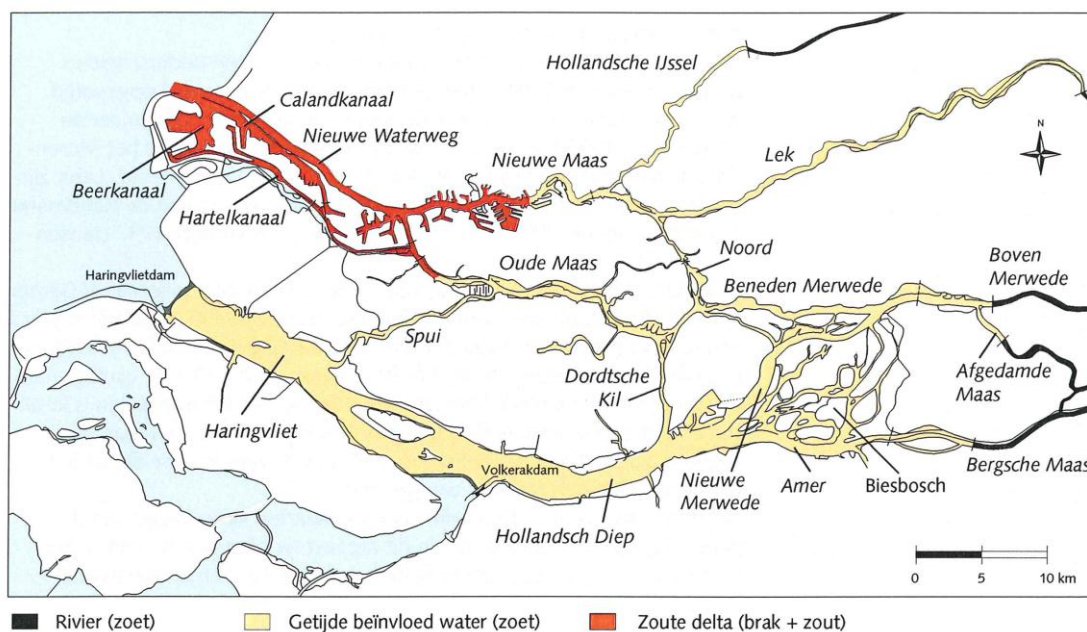




## 4. Bouwstenen maatlat

### 4.1 Onderscheid hoofdstromen en Biesbosch

Het gebied dat onder invloed staat van het getij strekt zich uit van Hoek van Holland en de Haringvlietssluisen aan de westzijde tot de stuw bij Hagestein (Lek), stuw bij Lith (Maas) en Zaltbommel (Waal) aan de oostzijde. Het omvat de hoofdstromen van de rivieren Rijn, Maas en Hollandsche IJssel alsmede de kreek in aangrenzende gebieden die aangetakt zijn op deze hoofdstromen (met name de Biesbosch). Deze kreek staan meestal haaks op de hoofdstroom en zijn door getijdeninvloeden tot stand gekomen (Figuur 2).



**Figuur 2** Overzichtskartaal van het R8 gebied.

De belangrijkste morfologische verschillen tussen de Biesbosch kreek en de hoofdstromen zijn:

- lagere stroomsnelheden in de kreek;
- langere verblijftijd;
- minder dynamiek;
- andere erosie- en sedimentatieprocessen.

Deze verschillen in morfologie resulteren in een andere macrofauna soortensamenstelling. Het verschil tussen de hoofdstromen en de Biesbosch komt vooral tot uiting in de diepere delen van de watersystemen en minder in de ondiepe oeverzone.

In het beoordelingssysteem voor de wateren in het zoetwatergetijdengebied wordt een onderscheid gemaakt tussen de Biesbosch en de hoofdstromen. Dit onderscheid komt tot uiting in de klassengrenzen voor het profundaal. Hoewel de deelmaatlaten identiek zijn, zijn de klassengrenzen verschillend.

## 4.2 Biotopen

Uit diverse literatuurbronnen komt naar voren dat de samenstelling van de macrofauna in het diepere deel (profundaal) anders is dan in de ondiepe oeverzone (litoraal) (Figuur 3).

De officiële definities van profundaal en litoraal zijn als volgt:

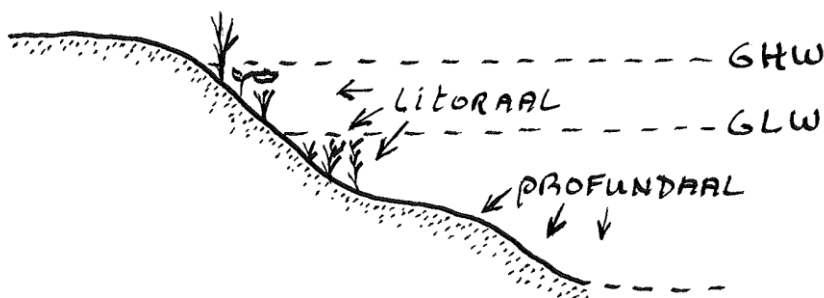
*Profundaal* is de diepe zone in het water waar onvoldoende licht doordringt voor fotosynthese. De begrenzing van het profundaal ligt dus niet vast maar wordt bepaald door het doorzicht van het water;

*Litoraal* is de oeverzone, dit omvat het intergetijdengebied (zone tussen hoog en laag water), en het sublitoraal (beneden de laagwaterlijn).

In de huidige praktijk van RWS worden de twee biotopen op een verschillende wijze bemonsterd, wat tot de volgende pragmatische definities leidt:

*Profundaal* is de diepe bodem (meestal > 2 m) zonder waterplanten, die met een bodemhapper wordt bemonsterd (Greijdanus et al., 2007);

*Litoraal* is de oeverzone, die met een handnet wordt bemonsterd (Reeze et al., 2007).



**Figuur 3** Schematisch overzicht van ligging litoraal (oeverzone) en profundaal (diepe bodem). De intergetijdzone is de zone tussen gemiddeld hoog water (GHW) en gemiddeld laag water (GLW).

Het biotoop profundaal wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een sediment dat bestaat uit zand, slib, klei of een mengsel hiervan. Typisch is het ontbreken van enige vorm van vegetatie.

Van nature wordt het biotoop litoraal gekenmerkt door een afwisseling van verschillende habitats zoals zandige bodem, slibrijke plekken en de aanwezigheid van vegetatie en dood hout. Het intergetijdengebied wordt gekenmerkt door droogvallende zand- en slibplaten.

Voor het vaststellen van de ecologische kwaliteit van de wateren in het zoetwatergetijdengebied wordt zowel informatie over de macrofauna van het profundaal als van het litoraal gebruikt.

### 4.3 Pressoren en deelmaatlatten

Het hele zoetwatergetijdengebied staat bloot aan diverse menselijke activiteiten zoals afsluiting van de zee waardoor getijdeninvloed is verdwenen, scheepvaart met fixatie van de rivierstroom en baggerwerkzaamheden als 'benodigdheden', vervuiling van water en sediment, veranderingen in de oever, o.a. oeververdedigingen waardoor habitats zijn verdwenen, etc.

Met de huidige stand van kennis en beschikbare gegevens is het onmogelijk om voor al deze afzonderlijke 'pressoren' afzonderlijke maatlatten op te stellen. Uit de resultaten van de analyses van de beschikbare gegevens (zie achtergrondrapport Peeters et al., 2012) is gebleken dat voor het profundaal een maatlat opgesteld kon worden voor algemene verstoring en voor sedimentvervuiling. Voor het litoraal is een maatlat voor de variatie in de oeverhabitats. Voor beide biotopen is een maatlat voor het zoetwater karakter van de fauna gemeenschap opgesteld (Tabel 3).

**Tabel 3** Overzicht van de opbouw van de maatlat ten behoeve van de ecologische beoordeling op basis van macrofauna voor het zoetwatergetijdengebied.

Biotoop	Profundaal		Litoraal			
	Deelmaatlat	Zoetwater profundaal	Algemene verstoring	Sedimentvervuiling	Zoetwater litoraal	Diversiteit litoraal
	Maatstaf	Zoetwater profundaal	- Diversiteit profundaal - Volledigheid voedselweb - Dichtheden	- Vervuilings-indicatoren - Abundantie vervuilings-indicatoren	Zoetwater litoraal	Diversiteit litoraal

Het beoordelingssysteem is ontwikkeld voor het zoetwatergetijdengebied. Het is dan ook belangrijk om vast te stellen in hoeverre de macrofaunagemeenschap het karakter draagt van een zoet- dan wel brakwatersysteem. In het beoordelingssysteem wordt hiervoor de maatstaf 'Zoetwater' gehanteerd. Voor het profundaal en het litoraal wordt deze maatstaf afzonderlijk bepaald. Voor litoraal monsters worden meer brakwater soorten geaccepteerd dan voor profundaal monsters.

De algemene verstoring van het profundaal wordt in kaart gebracht door drie maatstaven. De maatstaf 'Diversiteit profundaal' is gericht op het in kaart brengen van de diversiteit van de macrofaunagemeenschap via het aantal aanwezige genera waarbij een hoge diversiteit als gunstig wordt beschouwd. De maatstaf 'Volledigheid voedselweb' geeft aan in hoeverre de diverse voedselgildes aanwezig zijn. Hoe completer het voedselweb des te beter de kwaliteit wordt gewaardeerd. De maatstaf 'Dichtheden' is gebaseerd op het aantal individuen waarbij zowel lage dichtheden als heel hoge dichtheden als ongewenst beschouwd worden.

De verstoring door sedimentvervuiling wordt met twee maatstaven beoordeeld. De maatstaf 'Vervuilingsindicatoren' geeft een maat voor het aantal vervuiling indicerende taxa. De maatstaf 'Abundantie vervuilingsindicatoren' geeft aan hoeveel vervuiling indicerende individuen voorkomen.

In het litoraal is de diversiteit in habitats van essentieel belang en wordt deze in kaart gebracht door de maatstaf 'Diversiteit litoraal' via het aantal aanwezige genera in de oeverzone.

Voor alle maatstaven geldt dat deze een bereik kennen dat loopt van 0 tot 1.

## 5. Berekenen van de maatstaven

---

### 5.1 Voorbewerking van de macrofaunadata

Voor de monsters uit het profundaal worden de gevangen individuen op soortnaam gedetermineerd.

Hoewel voor de monsters uit het litoraal niet alle individuen tot op soortniveau gedetermineerd hoeven te worden, wordt dit determinatieniveau wel aanbevolen. Voor het toepassen van het beoordelingssysteem is het minimaal noodzakelijk de individuen behorend tot Tubificidae, Naididae, Mollusca, Corophidae, Gammaridae, Janiridae, Chironomidae en Corixidae tot op soort te determineren en de rest tot op genus niveau.

De datavoorbewerking bestaat uit de volgende stappen (Arcadis & Ecofide, 2010):

1. standaardisatie van de naamgeving, conform TWN;
2. verwijderen van niet mee te tellen taxa;
3. controle op voorkomen op indicatorlijst;
4. taxa koppelen aan internationale benaming en codering.

#### *Stap 1: standaardisatie van naamgeving*

Allereerst wordt de naamgeving van de taxa in de te toetsen dataset gestandaardiseerd. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de TWN-lijst<sup>2</sup>, waarin naast de officiële namen van de in Nederland aangetroffen taxa ook synoniemen zijn opgenomen. Als aangetroffen taxa niet één op één aan deze lijst te koppelen zijn, kunnen er verschillende dingen aan de hand zijn.

Het kan zijn dat het taxon wel voorkomt op de TWN-lijst, maar de spelling of schrijfwijze niet overeenkomt. Dit is eenvoudig op te lossen door deze aan te passen. Als dit niet het geval is, moeten de volgende zaken worden gecontroleerd:

- Is het taxon wel te karakteriseren als macrofauna? Het komt regelmatig voor dat er bijvoorbeeld zoöplankton, vissenlarven of in het water belande terrestrische taxa op determinatielijsten terecht komen. Deze worden niet meegeteld bij het toepassen van de maatlat.
- Indien het taxon wel behoort tot de macrofauna, maar niet op de TWN-lijst voorkomt, kan het zijn dat het taxon niet eerder in Nederland is aangetroffen. Als dat zo is en men is zeker van de determinatie, dan kan het taxon worden aangemeld voor de TWN-lijst. Zo niet, dan kan de naamgeving van het taxon eventueel worden aangepast naar een hoger taxon, dat wel op de TWN-lijst voorkomt (bijv. soort wijzigen in genus).

---

<sup>2</sup> De meest recente versie van deze lijst is vrij te downloaden op internet ([http://www.aquo.nl/aquo-standaard/aquo-domeintabellen/taxa-waterbeheer/twn\\_lijst/](http://www.aquo.nl/aquo-standaard/aquo-domeintabellen/taxa-waterbeheer/twn_lijst/))

### *Stap 2: verwijderen van niet mee te tellen taxa*

Voor het toepassen van de maatlat dienen de volgende taxa uit de dataset te worden verwijderd:

- Taxa die niet tot de macrofauna behoren, zoals vissenlarven, zoöplankton (bijv. Cladocera, Ostracoda, Copepoda, Rotifera) of terrestrische taxa.
- Taxa die behoren tot de Bryozoa (stam/phylum), Hydrozoa (klasse) en Spongilidae (familie).
- Taxa die slechts tot op het niveau van (sub)orde konden worden gedetermineerd (bijv. Trichoptera, Acari, Bivalvia, Oligochaeta).

Deze taxa worden niet meegerekend bij de beoordeling van de monsters.

### *Stap 3: controle op voorkomen op indicatorlijst*

Van de resterende taxa dient gecontroleerd te worden of deze voorkomen op de indicatorlijst, zie Bijlage A. Taxa die hier niet op voorkomen, worden bij een aantal deelmaatlaten niet meegerekend. Voor taxa waarbij dit het geval is, kunnen de volgende stappen worden doorlopen:

- Controleer met de TWN-lijst of een synoniem van de taxonnaam wel op de indicatorlijst voorkomt. Als dat het geval is, kan de naam van het taxon in de dataset worden aangepast.
- Indien dit niet kan en er komt wel een hoger taxonomisch niveau op de indicatorlijst voor, dan kan het taxon op dat niveau beoordeeld worden. Een niet op de lijst voorkomende soort wordt dan bijvoorbeeld als genus beoordeeld.

Het beoordelen van taxa volgens een bovenliggend taxonomisch niveau moet zoveel mogelijk worden voorkomen. De indicatorwaarden voor (bijvoorbeeld) een genus en de onderliggende soorten komen namelijk niet altijd overeen. Ook wijken de indicatorwaarden van verschillende soorten binnen hetzelfde genus veelal van elkaar af. Als er in een dataset dus individuen voorkomen die tot op soortniveau zijn gedetermineerd, maar ook individuen van hetzelfde genus die slechts tot genusniveau zijn gedetermineerd, en beide komen voor op de indicatorlijst, dan dienen beide taxonomische niveaus afzonderlijk te worden meegeteld bij de beoordeling. Als dat niet kan, dan kan gebruik worden gemaakt van het hogere taxonomisch niveau. Dit geeft naar verwachting een beter beeld van de monstersamenstelling (en dus een meer representatieve score op de deelmaatlat) dan het weglaten van de taxa die niet op de indicatorlijst voorkomen.

Als de aanduiding van een taxon volgens voorgaande aanwijzingen wordt aangepast, dan telt het taxon mee bij de berekening van de deelmaatlaten. Indien er geen koppeling met een taxonnaam van de indicatorlijst mogelijk is, maar het taxon wel meegeteld moet worden (bijvoorbeeld vanwege een groot relatief aandeel in de monstersamenstelling), kan overwogen worden om zelf voedselgildes en indicatorwaarden voor brakwater toe te kennen op basis van literatuur. Dergelijke aanvullende inzichten zouden periodiek tot een aanpassing van de lijst indicatorwaarden kunnen leiden. Het zelf afleiden van indicatorwaarden voor sedimentverontreiniging wordt afgeraden (zie paragraaf 2.2).

#### *Stap 4: koppeling met internationale benaming en codering*

Voor de berekening van de deelmaatlaten 'algemene verstoring' en/of 'diversiteit litoraal' kan gebruik worden gemaakt van het programma Asterics<sup>3</sup>. In dat geval dienen alle taxa gekoppeld te worden aan de corresponderende internationale benaming en codering (ID\_ART codes), zoals gebruikt door Asterics.

Indien een één op één koppeling niet mogelijk is, dan kunnen de volgende stappen worden gevolgd:

- Ga na of het taxon met een andere schrijfwijze voorkomt (handwerk). De aanduiding van de verschillende taxonomische niveaus is in het internationale systeem anders dan in de TWN-systematiek.
- Indien het taxon niet kan worden teruggevonden, ga dan na of er een synoniem in de TWN-lijst is benoemd, dat wel in de internationale lijst staat.

Als dit niet tot resultaat leidt, dan kan het taxon voor de berekening van de deelmaatlaten gekoppeld worden aan het bovenliggende taxonomisch niveau (dat wel in de internationale lijst voorkomt). Deze situatie doet zich met name voor bij enkele soorten en genera. Met de toegekende genera (of families) kunnen dan de deelmaatlatcores worden berekend.

Voor berekening van de maatstaf 'Dichtheden' moeten de abundanties worden uitgedrukt in aantallen individuen per m<sup>2</sup>. De overige maatstaven werken met relatieve abundanties; hier is omrekening naar aantallen per m<sup>2</sup> niet persé noodzakelijk. Om vergissingen te voorkomen wordt echter aanbevolen om de abundanties om te rekenen naar aantallen individuen per m<sup>2</sup>.

## 5.2 Beoordelen profundaal monster

Onderstaande methode is geschikt voor het beoordelen van een monster uit het profundaal, dat bemonsterd is door middel van 5 happen met een boxcorer volgens de Rijkswaterstaat Voorschriften (Greijdanus et al., 2007).

Het is ook mogelijk om monsters met een afwijkend bemonsteringsoppervlak te toetsen. Dit heeft alleen gevolgen voor de maatstaf 'diversiteit profundaal' (zie § 5.2.2 & Arcadis & Ecofide, 2010). Het bemonsterde oppervlak mag echter (bij voorkeur) niet kleiner zijn dan 0,1125 m<sup>2</sup>. Bovendien moet het monster bestaan uit meerdere deelmonsters (3 of meer deelmonsters, genomen op meerdere meters afstand van elkaar).

### 5.2.1 Deelmaatlat Zoetwater profundaal

De score voor de maatstaf Zoetwater profundaal wordt berekend als het relatieve aandeel van de abundantie van zoetwater soorten (zie Bijlage A).

$$EKR_{\text{zoetwater profundaal}} = \text{fractie abundantie zoetwatersoorten}$$

<sup>3</sup> Het programma Asterics en de bijbehorende taxonlijsten zijn vrij verkrijgbaar op internet (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/>)

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de brakwater indicatie van het genus (of familie) uit Bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in Bijlage A (zie ook de tabel onder de indicatiewaarden voor het litoraal!), dan moet de brakwater indicatie worden bepaald met behulp van literatuur. Bij gebleken tolerantie voor brak of zout water telt de soort mee als brak water indicator (code 1 in Bijlage A). Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort niet mee voor berekening van deze maatstaf.

In extreme gevallen kan er een "deling door 0" ontstaan, namelijk indien er geen enkele indicator uit de lijst in Bijlage A in het monster voorkomt. In dat geval is het monster op dit aspect "niet-beoordeelbaar".

De grenzen tussen de verschillende EKR-klassen voor deze deelmaatlat zijn niet lineair. De grens tussen goed en matig wordt gelegd op 0.99 (zie Tabel 4). Dan is het relatieve aandeel van brak en zoutwater organismen minder dan 1%. Als meer dan 5% van de individuen brakwater soorten zijn, wordt het monster als ontoereikend beoordeeld.

**Tabel 4** Indelen van het bereik van de maatlat 'Zoetwater profundaal' in EKR kwaliteitsklassen.

Score maatlat 'Zoetwater profundaal'	EKR oordeel
0,995 - 1	Zeer goed
0,990 – 0,995	Goed
0,95 - 0,99	Matig
0,50 – 0,95	Ontoereikend
0 – 0,50	Slecht

## 5.2.2. Deelmaatlat Algemene verstoring

Voor de algemene verstoring worden 3 maatstaven gebruikt, die eerst afzonderlijk uitgerekend worden.

### *Diversiteit profundaal*

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf ***Diversiteit profundaal*** wordt het aantal genera geteld dat in het monster is aangetroffen. Dit kan worden uitgevoerd met behulp van het programma Asterics (zie voetnoot op p. 19). De maatlat 'diversiteit profundaal' wordt berekend door het aantal gevonden genera te delen door het maximum aantal genera in de dataset. Dit maximum bedraagt 40 genera voor de hoofdstromen en 51 genera voor de Biesbosch bij een standaard monsternamen van 5 happen met een boxcorer (zie Arcadis & Ecofide, 2010; samengevat in het achtergronddocument op pagina 42).

$$\text{Score}_{\text{diversiteit profundaal}} = \text{aantal aangetroffen genera} / \text{maximum aantal genera}$$

Voor de berekening van het aantal genera in Asterics worden de families in de lijst meegeteld als genus(!). Dit geldt evenzo als er binnen de betreffende families ook individuen op genus of soortsniveau zijn gedetermineerd. Individuen gedetermineerd op familieniveau blijven als extra genus meetellen. De Tubificidae met en zonder haren worden hierbij als één familie (en dus één genus) geteld.





Met behulp van onderstaande vergelijking is het mogelijk om ook monsters met afwijkende bemonsteringsoppervlakken (afwijkend van 0,3 m<sup>2</sup>) te toetsen. Hiervoor moet de toetswaarde (het aantal gevonden genera berekend met behulp van Asterics) worden vermenigvuldigd met een vermenigvuldigingsfactor. Deze factor is gelijk aan  $Z(5)/Z(n)$  waarbij n het aantal box-core happen bedraagt of het bemonsterde oppervlak (in m<sup>2</sup>)/ 0,06. In tabel 5 is deze factor voor twee veel voorkomende situaties berekend. De maatlat 'diversiteit profundaal' wordt dan berekend door het aantal gevonden genera, vermenigvuldigd met de vermenigvuldigingsfactor, te delen door het maximum aantal genera in de dataset. Dit maximum bedraagt 40 genera voor de hoofdstromen en 51 genera voor de Biesbosch.

$$Z(n) = 5,5353 \cdot \ln(n) + 15,45 \quad \text{en vervolgens}$$

$$G' = Z(5)/Z(n) * G$$

Waar:

$Z(n)$  = verwachtingswaarde voor het aantal aangetroffen genera bij een bepaalde steekproefomvang

n = steekproefomvang (aantal box-core happen) of het bemonsterde oppervlak (in m<sup>2</sup>)/ 0,06

G = daadwerkelijk aantal aangetroffen genera

G' = gecorrigeerd aantal genera bij afwijkende steekproefomvang

**Tabel 5** Vermenigvuldigingsfactor voor het aantal genera bij afwijkende bemonsteringsoppervlaktes.

Bemonstering met	Oppervlak	n	Z (5)	Z (n)	Vermenigvuldigingsfactor
3 Boxcorer happen	0,18 m <sup>2</sup>	3	24,36	21,53	1,13
5 Eckman-Birge happen	0,1125 m <sup>2</sup>	1,875	24,36	18,93	1,27

### *Volledigheid voedselweb*

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf 'Volledigheid voedselweb' worden de aangetroffen taxa vergeleken met de lijst van voedselgildes (Tabel 6, Bijlage A) voor de diverse soorten. Het aantal verschillende voedselgildes dat aanwezig is in het monster wordt geteld en vervolgens gedeeld door het getal 10 (het maximaal aantal gildes dat onderscheiden wordt). Dit kan handmatig uitgevoerd worden met behulp van Bijlage A, of met behulp van het programma Asterics (zie voetnoot op p. 19).

$$\text{Score}_{\text{volledigheid voedselweb}} = \text{aantal aangetroffen voedselgildes} / 10$$

Sommige soorten behoren tot meerdere voedselgildes. In deze gevallen worden alle genoemde voedselgildes als 'aanwezig' beschouwd.

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt het voedselgilde van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan moet het voedselgilde worden bepaald met behulp van Asterics of overige literatuur en daarna toegedeeld worden aan één van de codes uit tabel 6. Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort niet mee voor berekening van deze maatstaf.



**Tabel 6** Onderscheiden voedselgildes (zie Bijlage A).

Voedselgilde	Code
Grazers en schrapers	A
Mineerders	B
Houteters	C
Knippers	D
Verzamelaars	E
Actieve filteraars	F
Passieve filteraars	G
Predatoren	H
Parasieten	I
Anders	J

### *Dichtheden*

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf 'Dichtheden' wordt het totaal aantal individuen per m<sup>2</sup> dat in een monster is aangetroffen gehanteerd. De optimum dichtheid voor de hoofdstromen is 1620 en voor de Biesbosch 7500. Deze optima zijn afgeleid van de 'R8-dataset' en komen overeen met de 50-percentiel-waarde (Arcadis & Ecofide, 2010; Achtergronddocument, pag 46).

De score voor de maatlat wordt als volgt berekend (Abundantie in aantallen per m<sup>2</sup>):

### *Hoofdstromen*

Score<sub>dichtheden, hoofdstromen</sub>

Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -3,5329\text{E-}07 * \text{Abundantie}^2 + 0,0011432 * \text{Abundantie} + 0,074$$

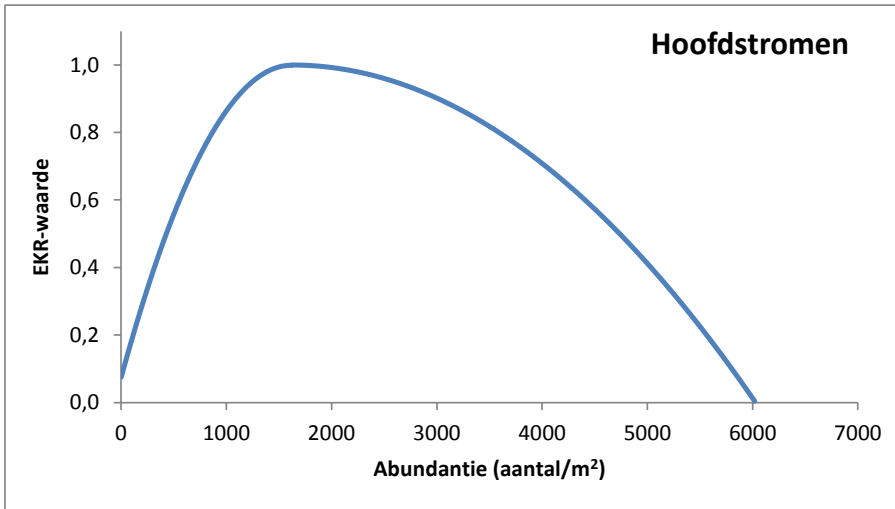
Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -5,14\text{E-}08 * \text{Abundantie}^2 + 0,0001664 * \text{Abundantie} + 0,865,$$

waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Het verband tussen de abundantie en de EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de hoofdstromen is weergegeven in figuur 4.





**Figuur 4** Relatie tussen de abundantie en EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de hoofdstromen

### *Biesbosch*

Score<sub>dichtheden, Biesbosch</sub>

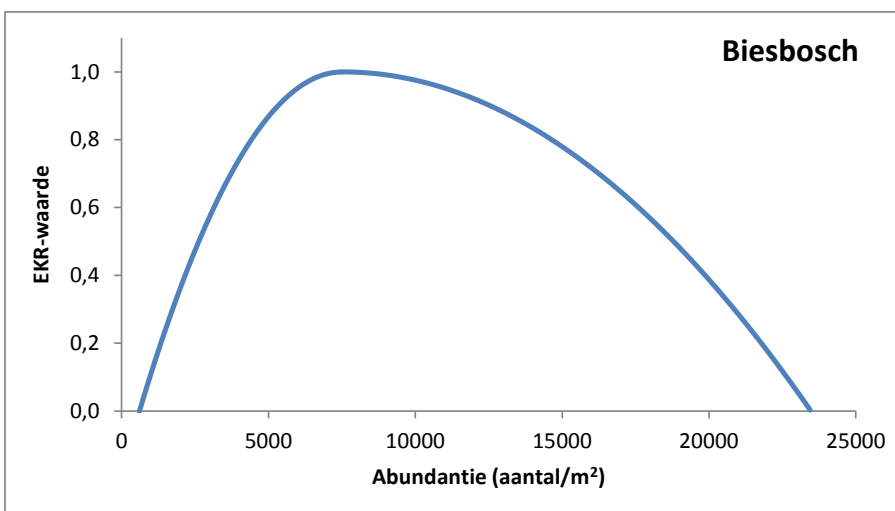
Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

Score =  $-2,105E-08 * Abundantie^2 + 0,0003157 * Abundantie - 0,184$ ,  
 waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

Score =  $-3,924E-09 * Abundantie^2 + 0,0000589 * Abundantie + 0,779$ ,  
 waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Het verband tussen de abundantie en de EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de Biesbosch is weergegeven in figuur 5.



**Figuur 5** Relatie tussen de abundantie en EKR voor de maatlat 'dichtheden' in de Biesbosch

### *Berekening EKR Algemene verstoring*

De scores van de afzonderlijke maatstaven worden uiteindelijk gemiddeld om tot een uitspraak over de algemene verstoring te komen.

$$\text{EKR}_{\text{algemene verstoring}} = (\text{Score Diversiteit profundaal} + \text{Score Volledigheid voedselweb} + \text{Score Dichtheden}) / 3$$

De  $\text{EKR}_{\text{algemene verstoring}}$  wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR:	0,8 – 1,0	= zeer goed
	0,6 – 0,8	= goed
	0,4 – 0,6	= matig
	0,2 – 0,4	= ontoereikend
	0 – 0,2	= slecht

## 5.2.3. Deelmaatlat Sedimentvervuiling

Voor de sedimentvervuiling worden 2 maatstaven gehanteerd, die eerst afzonderlijk worden uitgerekend.

### *Vervuilingsindicatoren*

Op basis van de aangetroffen taxa<sup>4</sup> en de lijst met indicatoren (Bijlage A) wordt het aantal indicerende taxa bepaald voor schoon sediment, zwak vervuild sediment en vervuild sediment. Op basis van deze getallen wordt de score voor de maatstaf bepaald en wel als volgt:

$$\text{Score}_{\text{vervuilingsindicatoren}} = (\#S + \#Z) / (\#S + \#Z + \#V + 1)$$

Waar:

#S = aantal schoon sediment indicatoren

#Z = aantal zwak vervuild sediment indicatoren

#V = aantal vervuild sediment indicatoren

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de vervuilingsindicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan geldt de soort als indifferent (algemeen of zeldzaam) en telt de soort niet mee voor berekening van de maatstaf.

### *Abundantie vervuilingsindicatoren*

Op basis van de aangetroffen taxa met bijbehorende abundanties en de lijst met indicatoren (Bijlage A) wordt de score voor de maatstaf op de volgende wijze berekend:

---

<sup>4</sup> Zowel soorten als geslachten kunnen hierbij meetellen, zolang het taxon maar in de lijst van bijlage A is opgenomen.



$$\text{Score}_{\text{abundantie vervuiliingsindicatoren}} = 1 - \{[(\text{abS} + 2*\text{abZ} + 3*\text{abV})/(\text{abS} + \text{abZ} + \text{abV})] - 1\} / 2$$

Waar:

abS = abundantie schoon sediment indicatoren

abZ = abundantie zwak vervuild sediment indicatoren

abV = abundantie vervuild sediment indicatoren

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de vervuiliingsindicatie van het genus (of familie) uit bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in bijlage A, dan geldt de soort als indifferent (algemeen of zeldzaam) en telt de soort niet mee voor berekening van de maatstaf.

In extreme gevallen kan er een "deling door 0" ontstaan, namelijk indien er geen enkele soort met een indicatiewaarde voor sedimentverontreiniging cf. bijlage A (anders dan indifferent) in het monster voorkomt. In dat geval is het monster op dit aspect "niet-beoordeelbaar".

#### *Berekening EKR Sedimentvervuiling*

De scores van de twee afzonderlijke maatstaven worden uiteindelijk gemiddeld om tot een uitspraak over de sedimentvervuiling te komen.

$$\text{EKR}_{\text{sedimentvervuiling}} = (\text{Score Vervuiliingsindicatoren} + \text{Score Abundantie vervuiliingsindicatoren})/2$$

De  $\text{EKR}_{\text{sedimentvervuiling}}$  wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR: 0,8 – 1,0 = zeer goed  
0,6 – 0,8 = goed  
0,4 – 0,6 = matig  
0,2 – 0,4 = ontoereikend  
0 – 0,2 = slecht

### 5.2.4. Eindoordeel voor profundaal monster

Op basis van de drie deelmaatlaten  $\text{EKR}_{\text{zoetwater}}$ ,  $\text{EKR}_{\text{algemene verstoring}}$  en  $\text{EKR}_{\text{sedimentvervuiling}}$  wordt eerst per deelmaatlat een kwaliteitsoordeel gegeven. Het eindoordeel voor het profundaal is de laagste EKR-waarde van de drie deelmaatlaten.

## 5.3 Beoordelen litoraal monster

De methode die hier beschreven wordt is geschikt voor het beoordelen van een monster uit het litoraal, dat bemonsterd is volgens de Rijkswaterstaat Voorschriften (Reeze et al., 2007). In onnatuurlijke systemen gebeurt de bemonstering meestal door middel van het afborstelen van stenen. In natuurlijke systemen wordt er een multihabitat bemonstering uitgevoerd.



### 5.3.1. Deelmaatlat Zoetwater litoraal

Ook voor het litoraal is een maatstaf 'Zoetwater litoraal' ontwikkeld om het zoetwater karakter te beschrijven, en eventuele brakwater invloeden te herkennen.

De score voor de maatstaf wordt berekend als het relatieve aandeel van de abundantie van zoetwater soorten (zie Bijlage A, tabel onder de indicatiewaarden voor het profundaal).

$$EKR_{\text{zoetwater litoraal}} = \text{fractie abundantie zoetwatersoorten}$$

Indien een soort (of genus) niet op de lijst voorkomt, geldt de brakwater indicatie van het genus (of familie) uit Bijlage A waartoe de soort (of genus) behoort. Komt de soort, het genus of de familie niet voor in Bijlage A, dan kan de brakwater indicatie worden bepaald met behulp van literatuur. Bij gebleken tolerantie voor brak of zout water telt de soort mee als brak water indicator (code 1 in Bijlage A). Indien er geen informatie kan worden gevonden, dan telt de soort als zoetwatersoort.

In extreme gevallen kan er een "deling door 0" ontstaan, namelijk indien er geen enkele soort in het monster voorkomt dan met de TWN-lijst kan worden herkend. In dat geval is het monster op dit aspect "niet-beoordeelbaar".

De EKR wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen:

EKR: 0,8 – 1,0 = zeer goed  
0,6 – 0,8 = goed  
0,4 – 0,6 = matig  
0,2 – 0,4 = ontoereikend  
0 – 0,2 = slecht

### 5.3.2. Deelmaatlat Diversiteit litoraal

Voor het vaststellen van de score voor de maatstaf 'Diversiteit litoraal' wordt het aantal genera geteld dat in het monster is aangetroffen. Dit kan handmatig uitgevoerd worden of met behulp van het programma Asterics. Het aantal aangetroffen genera wordt vervolgens gedeeld door 85 (is maximale score in de dataset). Is het aantal aangetroffen taxa groter dan 85 dan wordt de waarde 1 toegekend aan de maatstaf.

Voor de berekening van het aantal genera worden de families in de lijst meegeteld als genus(!). Dit geldt evenzo als er binnen de betreffende families ook individuen op genus of soortsniveau zijn gedetermineerd. Individuen gedetermineerd op familieniveau blijven als extra genus meetellen. De Tubificidae met en zonder haren worden hierbij als één familie (en dus één genus) geteld.

$$EKR_{\text{diversiteit litoraal}} = \text{aantal genera} / 85$$

De EKR wordt in een kwaliteitsklasse omgezet volgens de standaard KRW grenzen.



### 5.3.3. Eindscore voor litoraal monster

Op basis van de twee deelmaatlatten  $EKR_{\text{zoetwater litoraal}}$  en  $EKR_{\text{diversiteit litoraal}}$  wordt eerst per deelmaatlat een kwaliteitsoordeel gegeven, waarbij de laagste EKR-waarde als eindoordeel voor het litoraal geldt.

## 5.4 Maatlat macrofauna R8

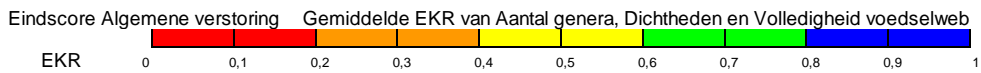
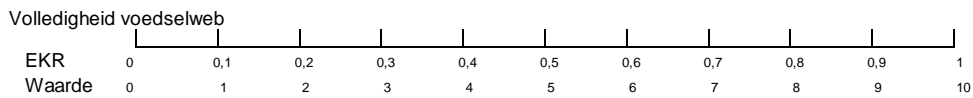
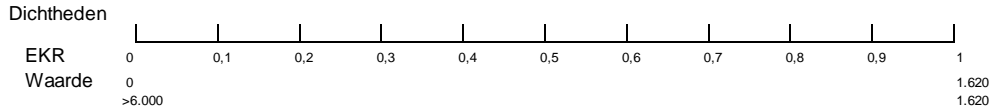
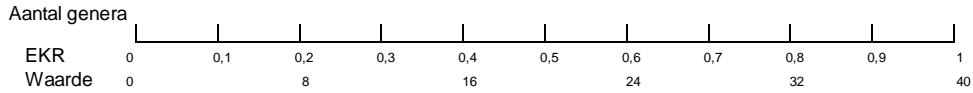
De verschillende maatstaven vormen samen de maatlat. In figuur 6 en 7 is de maatlat grafisch weergegeven voor de hoofdstromen (figuur 6) en de Biesbosch (figuur 7). De maatlat voor de hoofdstromen en de Biesbosch kennen dezelfde deelmaatlatten, maar verschillende klassengrenzen voor het profundaal.

**PROFUNDAAL**

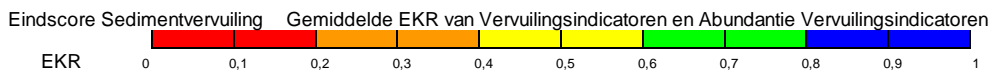
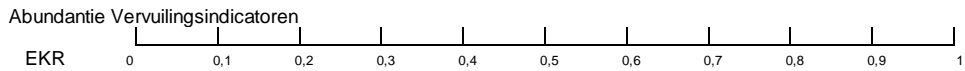
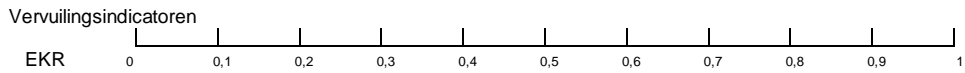
**Zoetwater**



**Algemene verstoring**

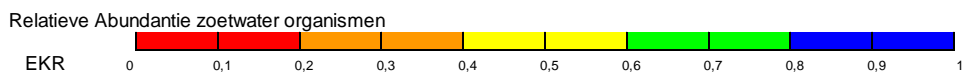


**Sedimentvervuiling**

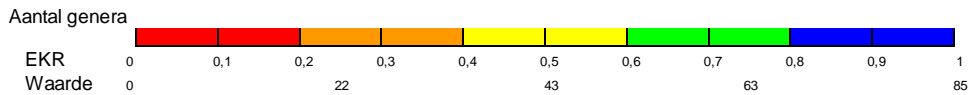


**LITORAAL**

**Zoetwater**



**Diversiteit**



**Totale score PROFUNDAAL**

Minimum van Zoetwater, Algemene verstoring en Sedimentvervuiling

**Totale score LITORAAL**

Minimum van Zoetwater en Diversiteit

**Totale Eindscore**

Minimum van Score Profundaal en Score Litoraal



**Figuur 6**

Maatlat voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit op basis van de macrofauna voor intergetijdenwateren behorend tot de hoofdstromen



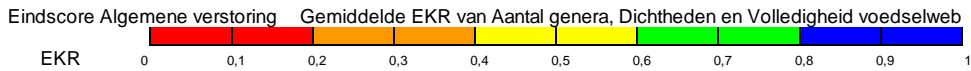
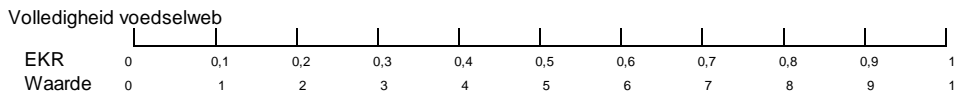
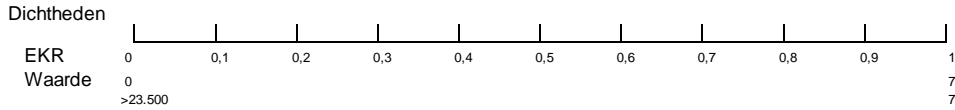
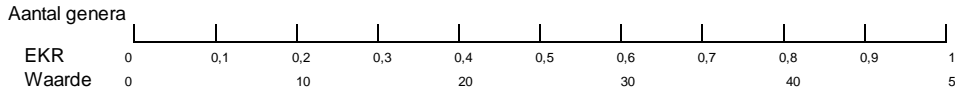


**PROFUNDAAL**

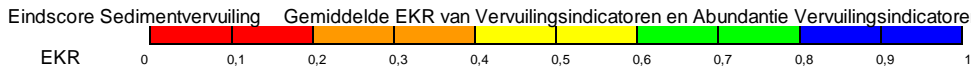
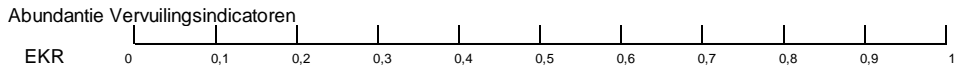
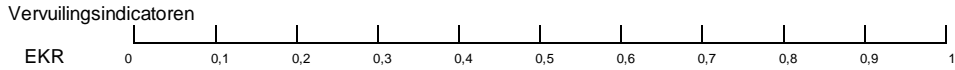
**Zoetwater**



**Algemene verstering**

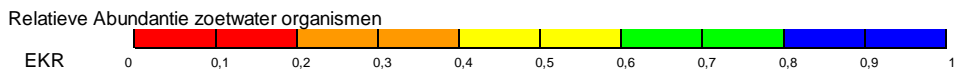


**Sedimentvervuiling**

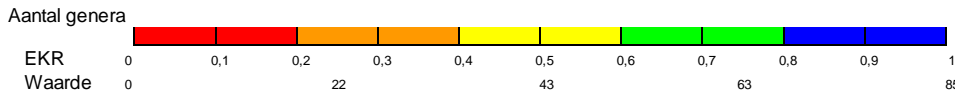


**LITORAAL**

**Zoetwater**



**Diversiteit**



**Totale score PROFUNDAAL**

Minimum van Zoetwater, Algemene verstering en Sedimentvervuiling

**Totale score LITORAAL**

Minimum van Zoetwater en Diversiteit

**Totale Eindscore**

Minimum van Score Profundaal en Score Litoraal



**Figuur 7**

Maatlat voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit op basis van de macrofauna voor intergetijdenwateren behorend tot de Biesbosch



## 5.5 Monitoring en aggregatie tot eindscore waterlichaam

Het beoordelingssysteem is ontwikkeld op ruimtelijke schaal van locaties waarbij het litoraal en profundaal los van elkaar worden bemonsterd. Voor het in kaart brengen van de ecologische kwaliteit van een watersysteem worden voor het profundaal en het litoraal een x aantal representatieve locaties bemonsterd (zie Reeze et al., 2007 en Greijdanus et al., 2007). De macrofauna wordt gedetermineerd en de scores voor de maatstaven worden berekend alsmede de EKR's. Hierbij worden de profundale monsters beoordeeld met de maatstaven voor het profundaal en de litorale monsters met de maatstaven voor het litoraal.

De eindscores voor de profundale en litorale monsters kunnen zelfstandig gebruikt worden. Zo kunnen profundaal monsters met elkaar vergeleken worden (bijvoorbeeld gesaneerde delen met niet-gesaneerde delen) of natuurlijke oeverlocaties met niet-natuurlijke oeverlocaties.

Om tot een eindoordeel van een waterlichaam te komen, wordt er eerst een eindscore van het profundaal en het litoraal bepaald. De beoordeling verloopt als volgt:

1. Bepalen van het eindoordeel van het profundaal door het gemiddelde te nemen van de scores van de afzonderlijke profundaal monsters.
2. Bepalen van het eindoordeel van het litoraal door het (gewogen) gemiddelde te nemen van de scores van de afzonderlijke litoraal monsters. Het gewogen gemiddelde wordt cf. de richtlijnen monitoring (Rijkswaterstaat, 2011) genomen op basis van de verhoudingen van de voornaamste oeverstructuren. Indien hier in het meetnetontwerp geen rekening mee is gehouden, worden de scores gemiddeld.
3. Bepalen van de eindscore van het watersysteem als laagste waarde van de beoordeling van het profundaal en het litoraal.

Overigens kunnen locaties met een lage EKR score als gevolg van een lage score voor de  $EKR_{\text{zoetwater}}$  worden weggelaten uit de berekening van het gemiddelde (bijvoorbeeld als de locatie op de grens van het watertype ligt, waardoor het van 'nature' te zout is). Als de lage score het gevolg is van een verstoring (bijvoorbeeld een lozing van zout of brak water), is dit niet toegestaan!

## 6. Toepassing: voorbeelden

De werking van het beoordelingssysteem wordt toegelicht aan de hand van twee voorbeeld locaties. Eén locatie is gelegen in de Hollandsche IJssel (Figuur 8) en één in de Brabantse Biesbosch (Figuur 9). Op beide locaties is zowel een litoraal als een profundaal monster genomen. De gegevens van de macrofauna zijn in de tabellen 7 en 9 samengevat. De berekeningen voor de maatlat zijn weergegeven in de tabellen 8 en 10.



**Figuur 8** Hollandsche IJssel bij Moordrecht (foto Rijkswaterstaat, Arie Naber).



**Figuur 9** Brabantse Biesbosch, Gat van de Kielen (foto Rijkswaterstaat, Arie Naber).

**Tabel 7** Macrofaunasamenstelling op een locatie gelegen in de Hollandsche IJssel, bemonsterd in 2004.

Hollandsche IJssel - Litoraal		Hollandsche IJssel - Profundaal		Conform Bijlage A	
Code: HY04M32R x: 106,500 y: 445,100 Habitat: Steen		Code: HY04M04 x: 106,500 y: 445,100			
Taxon op oorspronkelijke lijst (Event. taxon-correctie)	Aantal/m <sup>2</sup>	Taxon op oorspronkelijke lijst (Event. taxon-correctie)	Aantal/m <sup>2</sup>	Voedsel gilde	Sediment vervuiling
<i>Bithynia tentaculata</i>	87,2	<i>Chironomus</i>	44,4	E/F/A	3
<i>Ceratopogonidae</i>	6,4	<i>Chironomus bernensis</i>	16,7	E/F	3
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	6,4	<i>Chironomus nuditaris</i> (corr: <i>Chironomus</i> sp)	61,1	zie Chironomus sp.	
<i>Chironomus</i>	25,5	<i>Chironomus plumosus</i> agg.	27,8	E/F	3
<i>Corophiidae</i>	2,1	<i>Cladopelma laccophila</i> gr. (TWN: <i>C. viridulum</i> gr.)	461,1	E	2
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	612,8	<i>Corbicula fluminea</i>	116,7	F	-1
<i>Dikerogammarus villosus</i>	8,5	<i>Einfieldia carbonaria</i>	22,2	E/F	-1
<i>Dreissena polymorpha</i>	2,1	<i>Limnodrilus claparedianus</i>	207,8	E	-1
<i>Ecnomus tenellus</i>	2,1	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	228,9	E	-1
<i>Enchytraeidae</i>	17,0	<i>Microchironomus tener</i>	172,2	E	-1
<i>Erpobdella</i>	6,4	<i>Paracladius conversus</i>	5,6	E/A	3
<i>Gammaridae</i>	72,3	<i>Pisidium casertanum</i>	11,1	F	-1
<i>Gammarus</i>	6,4	<i>Pisidium casertanum</i> f. <i>plicatum</i>	11,1	F	3
<i>Gammarus duebeni</i>	2,1	<i>Pisidium supinum</i>	11,1	F	3
<i>Glyptotendipes pallens</i> agg.	119,1	<i>Polypedium nubeculosum</i>	5,6	E/F/A	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	19,1	<i>Potamothenix bedoti</i>	5,6	E	-1
<i>Hypania invalida</i>	4,3	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	46,7	E	-1
<i>Limnophyes</i>	85,1	<i>Procladius</i>	316,7	H/E	-1
<i>Nais pardalis</i>	936,2	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	397,8	E	-1
<i>Parachironomus</i> "Kampen" (TWN: <i>P. frequens</i> )	8,5	<i>Tanytus punctipennis</i>	72,2	H/E	2
<i>Paranais litoralis</i>	680,9	<i>Tanytarsus</i>	5,6	E/A	3
<i>Polypedium nubeculosum</i>	17,0	<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	5,6	A	-1
<i>Procladius</i>	8,5	<i>Tubifex tubifex</i>	17,8	E	-1
<i>Pseudosmittia arenaria</i>	17,0	<i>Tubificidae</i> met haarborstels (TWN: <i>Tubificidae</i> )	35,6	E	-1
<i>Stylaria lacustris</i>	476,6	<i>Tubificidae</i> zonder haarborstels (TWN: <i>Tubificidae</i> )	476,7	E	-1
<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	459,6				
<b>Totale dichtheid</b>	<b>3689,2</b>	<b>Totale dichtheid</b>	<b>2783,7</b>		

In de Brabantse Biesbosch zijn geen soorten aangetroffen, die indicatief zijn voor brakke omstandigheden. In beide gevallen (litoraal en profundaal) is de EKR-waarde voor deze deelmaatlat daarom 1,0 (zie tabel 10). In het litoraal van de Hollandsche IJssel zijn wel een drietal soorten gevonden, die indicatief zijn voor brakwater, namelijk *Gammarus duebeni*, *Hypania invalida* (voor de lijst indicatoren in bijlage A: behorend tot de Ampharetidae) en *Paranais litoralis*. De EKR-waarde voor deze deelmaatlat in het litoraal bedraagt daarmee 0,81 (zie tabel 8).

Verder is voor het uitwerken van de maatlat ook het aantal aangetroffen genera van belang. Dit aantal bedraagt voor de Hollandsche IJssel 25 voor het litoraal en 17 voor het profundaal. Voor de locatie in de Brabantse Biesbosch is dit 38 voor het litoraal en 28 voor het profundaal.

In de tabellen 7 en 9 is verder aangegeven tot welk voedselgilde de aangetroffen macrofaunasoorten in het profundaal behoren (voor de lettercode, zie Bijlage A) en wat hun indicaties voor sedimentverontreiniging zijn.

In het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel komen 4 verschillende voedselgildes voor en in het monster uit de Biesbosch 7 gildes. De totale abundantie voor het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel bedraagt 2784; voor de Brabantse Biesbosch is dit 7331.



**Tabel 8** Uitwerking van de maatlat voor de macrofauna van een locatie gelegen in de Hollandse IJssel.

Hollandse IJssel - Litoraal		Hollandse IJssel - Profundaal	
<b>Uitwerking</b>		<b>A) Deelmaatlat zoetwater</b>	
A) Deelmaatlat zoetwater		A) Deelmaatlat zoetwater	
Soorten die brakwater indiceren		Soorten die brakwater indiceren	
<i>Gammarus duebeni</i>	2,1	-	0
<i>Hypania invalida</i>	4,3		
<i>Paranais litoralis</i>	680,9		
$EKR_{zoetwater, litoraal} = [3689,2 - (2,1+680,9+4,3)] / 3689,2$	0,81	$EKR_{zoetwater, profundaal}$	1,00
<b>B) Diversiteit litoraal</b>		<b>B) Deelmaatlat algemene verstoring</b>	
Aantal genera		i) Diversiteit profundaal	
	25	Aantal genera	
		17	
$EKR_{diversiteit, litoraal} = 25 / 85$	0,29	$Score_{diversiteit, profundaal} = 17 / 40$	
		0,43	
<b>Eindoordeel</b>		ii) Volledigheid voedselweb	
$EKR_{litoraal} = \text{minimum van beide deelmaatlaten}$		Aantal aangetroffen voedselgildes	
	0,29	4	
	<b>ontoereikend</b>	$Score_{volledigheid voedselweb} = 4 / 10$	
		0,40	
		iii) Dichtheden	
		Aangetroffen dichtheid	
		2783,7	
		Optimum dichtheid	
		1620,0	
		$Score = -5,14E-08 * \text{Abundantie}^2 + 0,0001664 * \text{Abundantie} + 0,865$	
		Score =	
		0,93	
		$EKR_{algemene verstoring}$	
		= gemiddelde van de drie scores onder i - iii	
		= $(0,43+0,40+0,93)/3$	
		0,58	
		<b>C) Deelmaatlat Sediment vervuiling</b>	
		i) Vervuilingsindicatoren	
		Aantal taxa schoon (1; #S)	
		0	
		Aantal taxa zwak (2; #Z)	
		3	
		Aantal taxa vervuild (3; #V)	
		7	
		$Score_{vervuilingsindicatoren} = (\#S + \#Z) / (\#S + \#Z + \#V + 1)$	
		0,27	
		ii) Abundantie vervuilingsindicatoren	
		Abundantie taxa schoon (1; abS)	
		0	
		Abundantie taxa zwak (2; abZ)	
		538,9	
		Abundantie taxa vervuild (3; abV)	
		122,3	
		$Score_{abundantie vervuilingsindicatoren} = 1 - \{[(abS + 2*abZ + 3*abV)/(abS + abZ + abV)] - 1\} / 2$	
		Score =	
		0,41	
		$EKR_{sediment vervuiling}$	
		= gemiddelde van de twee scores onder i - ii	
		= $(0,27+0,41)/2$	
		0,34	
		<b>Eindoordeel</b>	
		$EKR_{profundaal} = \text{minimum van de drie deelmaatlaten}$	
		0,34	
		<b>ontoereikend</b>	

Voor de deelmaatlat sedimentvervuiling zijn twee maatstaven nodig, namelijk de score voor de vervuiling indicators en de score voor de abundantie van de vervuiling indicators.

Voor de maatstaf 'vervuiling indicators' wordt eerst het aantal taxa per vervuiling klasse geteld. In het profundaal monster uit de Hollandsche IJssel zijn geen indicators voor schoon sediment aangetroffen, 3 taxa die een zwakke verontreiniging en 7 taxa die een sterke verontreiniging indiceren. Ook in het monster uit de Biesbosch zijn geen indicators voor schoon sediment aangetroffen. Wel waren er 6 taxa indicatief voor een zwakke verontreiniging en 8 taxa indicatief voor een sterke sedimentverontreiniging. De scores voor de maatlat Vervuiling indicators wordt dan:

Hollandsche IJssel: Vervuiling indicators =  $3 / (3+7+1) = 0,27$

Brabantse Biesbosch: Vervuiling indicators =  $6 / (6+8+1) = 0,40$

Voor de berekening van de maatstaf 'Abundantie vervuiling indicators' worden eerst de gevonden aantallen per sediment categorie gesommeerd. Dit levert voor de Hollandsche IJssel 0 individuen voor schoon indicators, 538,9 voor zwak indicators en 122,3 voor de sterk indicerende soorten en voor de Biesbosch respectievelijk 0, 172,4 en 1218,1. De score voor deze maatstaf wordt daarmee 0,41 voor de Hollandsche IJssel (tabel 8) en 0,06 voor de Brabantse Biesbosch (tabel 10).

Uit de resultaten van de beoordeling komt naar voren dat de Hollandsche IJssel matig scoort voor de algemene verstoring binnen het profundaal en ontoereikend voor zowel de sedimentvervuiling als voor de diversiteit van de oever. De Brabantse Biesbosch heeft een goede score voor de algemene verstoring, een ontoereikende score voor de sedimentvervuiling en een matige score voor de oever.

**Tabel 9** Macrofaunasamenstelling op een locatie gelegen in de Brabantse Biesbosch, bemonsterd in 1994.

Brabantse Biesbosch - Litoraal		Brabantse Biesbosch - Profundaal			
Code: BB94 BU x: 114,927 y: 417,933 Habitat: Hout en zand		Code: BB94019 x: 114,046 y: 418,899		Conform Bijlage A	
Taxon op oorspronkelijke lijst (Event. taxon-correctie)	Aantal/m <sup>2</sup>	Taxon op oorspronkelijke lijst (Event. taxon-correctie)	Aantal/m <sup>2</sup>	Voedsel gilde	Sediment vervuiling
<i>Aulodrilus japonicus/plurisetata</i>	1,0	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	5,7	H	2
<i>Aulodrilus limnobius</i>	1,0	<i>Anisus vortex</i>	5,7	A/D/J	-1
<i>Bithynia leachi</i>	25,5	<i>Branchiura sowerbyi</i>	19,7	E	-1
<i>Bithynia tentaculata</i>	40,5	<i>Chironomus plumosus agg.</i>	33,3	E/F	3
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	45,0	<i>Cryptochironomus</i>	88,7	H/E	2
<i>Chironomus</i>	55,0	<i>Dreissena polymorpha</i>	250,0	F	3
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	4,0	<i>Einfeldia carbonaria</i>	11,0	E/F	-1
<i>Cladotanytarsus mancus gr.</i>	106,5	<i>Forelia variegator</i>	5,7	H	3
<i>Coenagrionidae</i>	0,5	<i>Gammarus</i>	27,7	D/E/J	-1
<i>Corophiidae</i>	1,5	<i>Helobdella stagnalis</i>	5,7	H	3
<i>Cricotopus intersectus agg.</i>	104,0	<i>Hemiclepsis marginata</i>	5,7	I	2
<i>Dero digitata</i>	29,5	<i>Limnesia maculata</i>	16,7	H	-1
<i>Dreissena polymorpha</i>	420,0	<i>Limnodrilus claparedianus</i>	167,3	E	-1
<i>Ecnomus tenellus</i>	5,0	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	289,0	E	-1
<i>Einfeldia carbonaria</i>	6,0	<i>Piona coccinea (corr: Piona sp)</i>	5,7	H	2
<i>Enchytraeidae</i>	2,5	<i>Pisidium</i>	81,7	F	-1
<i>Endochironomus albipennis</i>	27,0	<i>Pisidium casertanum</i>	171,7	F	-1
<i>Erpobdella octoculata</i>	1,5	<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	16,0	F	3
<i>Gammarus</i>	197,0	<i>Pisidium henslowanum</i>	695,7	F	-1
<i>Gammarus tigrinus</i>	36,5	<i>Pisidium moitessierianum</i>	207,0	F	-1
<i>Glyptotendipes</i>	3851,0	<i>Pisidium nitidum</i>	467,3	F	-1
<i>Glyptotendipes pallens agg</i>	1542,0	<i>Polypedilum bicornatum</i>	33,3	D/E	2
<i>Glyptotendipes paripes</i>	8,0	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	16,7	E/J/A/D	-1
<i>Helobdella stagnalis</i>	1,5	<i>Potamotheix moldaviensis</i>	161,0	E	-1
<i>Hemiclepsis marginata</i>	0,5	<i>Procladius</i>	55,7	H/E	-1
<i>Micronecta</i>	8,0	<i>Psammoryctides barbatus</i>	5,7	E	-1
<i>Mystacides longicornis</i>	4,5	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	318,0	E	-1
<i>Nais barbata</i>	2,0	<i>Sphaerium solidum</i>	5,7	F	3
<i>Nais pardalis</i>	7,5	<i>Tubifex tubifex</i>	70,7	E	-1
<i>Oecetis ochracea</i>	0,5	<i>Tubificidae met haarborstels (TWN: Tubificidae)</i>	51,0	E	-1
<i>Ophidonais serpentina</i>	1,0	<i>Tubificidae zonder haarborstels (TWN: Tubificidae)</i>	3095,7	E	-1
<i>Orthetrum</i>	0,5	<i>Uncinaxis uncinata</i>	19,7	E	3
<i>Orthocladius</i>	52,0	<i>Unio pictorum</i>	5,7	F	-1
<i>Pisidium casertanum</i>	170,0	<i>Valvata piscinalis</i>	882,0	E	3
<i>Pisidium henslowanum</i>	352,5	<i>Vejdovskyella intermedia</i>	33,3	E	2
<i>Pisidium moitessierianum</i>	36,5				
<i>Pisidium nitidum</i>	42,5				
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	3,0				
<i>Polypedilum sordens</i>	260,0				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	85,0				
<i>Proasellus coxalis</i>	1,5				
<i>Procladius</i>	4,0				
<i>Sphaerium corneum/nucleus (corr: Sphaerium)</i>	18,0				
<i>Tanytarsus</i>	21,5				
<i>Tubifex ignotus</i>	2,0				
<i>Tubificidae zonder haarborstels (TWN: Tubificidae)</i>	64,5				
<i>Unio pictorum</i>	12,0				
<i>Unionicola aculeata</i>	5,5				
<i>Valvata piscinalis</i>	366,0				
<b>Totale dichtheid</b>	<b>8033,0</b>	<b>Totale dichtheid</b>	<b>7331,2</b>		

**Tabel 10** Uitwerking van de maatlat voor de macrofauna van een locatie gelegen in de Brabantse Biesbosch.

Brabantse Biesbosch - Litoraal		Brabantse Biesbosch - Profundaal	
<b>Uitwerking</b>		<b>A) Deelmaatlat zoetwater</b>	
A) Deelmaatlat zoetwater		A) Deelmaatlat zoetwater	
Soorten die brakwater indiceren	0	Soorten die brakwater indiceren	0
<i>EKR<sub>zoetwater, litoraal</sub></i>	1,00	<i>EKR<sub>zoetwater, profundaal</sub></i>	1,00
<b>B) Diversiteit litoraal</b>		<b>B) Deelmaatlat algemene verstoring</b>	
Aantal genera	38	i) Diversiteit profundaal	
<i>EKR<sub>diversiteit, litoraal</sub> = 38 / 85</i>	0,45	Aantal genera	28
		<i>Score<sub>diversiteit, profundaal</sub> = 28 / 51</i>	0,55
<b>Eindoordeel</b>		ii) Volledigheid voedselweb	
<i>EKR<sub>litoraal</sub> = minimum van beide deelmaatlaten</i>	0,45	Aantal aangetroffen voedselgildes	7
	<b>matig</b>	<i>Score<sub>volledigheid voedselweb</sub> = 7 / 10</i>	0,70
		iii) Dichtheden	
		Aangetroffen dichtheid	7331,2
		Optimum dichtheid	7500,0
		$Score = -2,105E-08 * Abundantie^2 + 0,0003157 * Abundantie - 0,184$	
		Score =	1,00
		<i>EKR<sub>algemene verstoring</sub></i>	
		= gemiddelde van de drie scores onder i - iii	
		= (0,55+0,70+1,00)/3	
			0,75
		<b>C) Deelmaatlat Sediment vervuiling</b>	
		i) Vervuilingindicatoren	
		Aantal taxa schoon (1; #S)	0
		Aantal taxa zwak (2; #Z)	6
		Aantal taxa vervuild (3; #V)	8
		<i>Score<sub>vervuilingindicatoren</sub> = (#S + #Z) / (#S + #Z + #V + 1)</i>	0,40
		ii) Abundantie vervuilingindicatoren	
		Abundantie taxa schoon (1; abS)	0,0
		Abundantie taxa zwak (2; abZ)	172,4
		Abundantie taxa vervuild (3; abV)	1218,1
		$Scoreabundantie vervuilingindicatoren = 1 - \{[(abS + 2*abZ + 3*abV)/(abS + abZ + abV)] - 1\} / 2$	
		Score =	0,06
		<i>EKR<sub>sediment vervuiling</sub></i>	
		= gemiddelde van de twee scores onder i - ii	
		= (0,40+0,06)/2	
			0,23
		<b>Eindoordeel</b>	
		<i>EKR<sub>profundaal</sub> = minimum van de drie deelmaatlaten</i>	0,23
			<b>ontoereikend</b>



## 7. Conclusies en aanbevelingen

---

De maatlat beschreven in dit rapport is ontwikkeld voor de beoordeling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied (R8). Deze maatlat is ook toepasbaar voor het Ketelmeer. De maatlat onderscheidt profundaal en litoraal monsters, en beschrijft effecten van algemene verstoring en van sedimentvervuiling. Uit de validatie bleek dat de maatlat goed toepasbaar is om verschillen in locaties te onderscheiden (zie ook Peeters et al., 2012).

In principe is de maatlat alleen geschikt voor toepassing voor het gebied waarvoor het ontwikkeld is: het zoetwatergetijdengebied en het Ketelmeer. Mogelijk is de maatlat en met name de deelmaatlat voor sedimentvervuiling ook toepasbaar in andere situaties. Dit is nader onderzocht in Arcadis & Ecofide (2010).

Voor het aspect sedimentvervuiling is een nieuwe deelmaatlat ontwikkeld, omdat de bestaande beoordelingsmethoden onvoldoende onderscheidend waren. Deze deelmaatlat is gebaseerd op een grote dataset en uitgebreid gevalideerd (zie ook Peeters et al., 2012; Posthuma et al, 2011 en Ecofide & Arcadis, 2011). De waarde van de deelmaatlat kan verder worden getoetst door toepassing in de praktijk.

De macrofaunagegevens die gebruikt zijn voor de ontwikkeling van deze maatlat zijn afkomstig uit verschillende projecten van Rijkswaterstaat. De bemonstering van het litoraal is op verschillende manieren uitgevoerd; meestal is specifiek één habitat bemonsterd. De huidige richtlijn schrijft een multihabitat bemonstering voor in het najaar.

De specifieke intergetijdzone was slecht vertegenwoordigd in de dataset. De huidige maatlat kan daar dan ook geen kwaliteitsoordeel over geven. Door de afsluiting van de zeearmen is dit habitat vrijwel verdwenen. Om het gemis aan data van de intergetijdzone op te lossen, wordt aanbevolen om dit habitat specifiek te onderzoeken. Het Stormpoldervloedbos kan daarbij als voorbeeld dienen. Aanbevolen wordt om de methoden voor onderzoek naar de intergetijdzone af te stemmen met de bestaande monitoringvoorschriften.

De maatlat voor het profundaal is gebaseerd op de dataset van het saneringsonderzoek. Voor dit onderzoek is meestal bemonsterd met 3 boxcorer happen. Inmiddels is duidelijk dat voor de bemonstering van het profundaal minimaal 5 happen benodigd zijn (Reeze, 2008). Dit is ook verwerkt in de huidige monitoringvoorschriften (Grijdanus et al., 2007). Het effect van het aantal happen op de maatlatresultaten is onderzocht in Reeze et al. (2010). De resultaten van dit onderzoek zijn verwerkt in dit maatlatdocument.

Daarnaast is ook het bemonsteringsseizoen van belang. De saneringsonderzoeken vonden altijd plaats in het voorjaar. Omdat de maatlat op deze onderzoeken is gebaseerd, is de maatlat direct toepasbaar op monsters uit het voorjaar. Voor routinematige monitoring (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands, MWTL) wordt het profundaal echter in het najaar

bemonsterd (Reeze, 2008). De maatlat is daarom niet zonder meer toepasbaar voor de resultaten van deze monitoring. Aanbevolen wordt om het effect van het bemonsteringsseizoen op de uitkomsten van de maatlat nader te onderzoeken. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van lopend saneringsonderzoek in het voorjaar (Nieuwe Merwede, Haringvliet) of routinematige monitoring in het najaar (jaarlijkse bemonsteringen in Haringvliet, Hollands Diep en Biesbosch).

Tenslotte is er in het nabije verleden een aanzet gemaakt voor een beoordelingsmethode op basis van nematoden (Kerkum, 2005). Voor nematoden is ook een grote dataset beschikbaar (nematoden, chemie en fysica). Een maatlat voor nematoden zou het signaal vanuit de biologie (biologische effecten) verder kunnen versterken en daarmee bijdragen aan beter onderbouwde saneringsbesluiten.

In deze rapportage en het achtergronddocument is een bruikbare analysemethode gepresenteerd die heeft geleid tot een onderbouwde en gevalideerde maatlat. Aanbevolen wordt om deze analysemethode ook toe te passen op de bestaande dataset van nematoden en daarmee een goede maatlat te ontwikkelen voor nematoden.

## 8. Literatuur

---



- AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 92.0241.
- Arcadis (2009). Toepassing maatlat R8 op RWS-data MWTL (2007 en 2008). Excel-spreadsheet. Projectnummer C01013.000046.
- Arcadis & Ecofide (2010). Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Arcadis projectnummer C01012.200108.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff (2001). Handboek Natuurdoeltypen, Tweede geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- De Lange, H.J., J. de Jonge & E.T.H.M. Peeters (2005). Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen; productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel. RIZA rapport 2005.002; AKWA rapport 05.004; ISBN 9036957117.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.
- Den Besten, P.J., G.A.J. Mol, C.A. Schmidt, & J.C. van Hees (1997). Eindnota Nader Onderzoek Waterbodem Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland nota APS/96.111 / RIZA nota nr 97.047.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodem. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, nota nr 97.098.
- Den Besten, P.J. (1999). Biologische en chemische monitoring pilot saneringen in Nieuwe Merwede en Spijkerboor Onderzoek 1992-1998. RIZA werkdocument 99.005x.
- De la Haye, M.A.A., H. Keidel en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht onderzoek naar normaalwaarden voor macrofauna en nematoden. Ten behoeve van de ecologische beoordeling van waterbodems. RWS Waterdienst, Lelystad.

- De Lange, H.J., J. Oosterbaan, F.C.M. Kerkum en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht methoden bemonstering en beoordeling ecologische waterbodempkwaliteit. RWS Waterdienst, Lelystad.
- Dudok van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk deltabekken. RIZA nota nr 91.051, publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" nr 39-1992.
- Ecofide (2008). Ecologische risicobeoordeling Haringvliet-Oost. In opdracht van Rijkswaterstaat. Projectnummer 12.
- Ecofide en Arcadis (2011). Optimalisatie macrofauna maatlat R8. Heranalyse met msPAF als somparameter en herziene lijst indicatorwaarden. Ecofide projectnr. 26; Arcadis projectnr. C01012.200108.
- Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt (2002). Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669.
- Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet Biesbosch: nader onderzoek waterbodempkwaliteit. RIZA rapport 2001.007, ISBN 9036953073
- Greijdanus-Klaas, M., A.J.G. Reeze en A. Naber (2007) Bemonstering van macrofauna en bodemchemie in het profundaal; veldapparaat: boxcorer, Ekman-Birgehapper, van Veen happer, werpkorf en steekbuis. Rijkswaterstaat Voorschrift Nr. 913.00.B051; Versie 1.0
- Heinis, F., C.R.J. Goderie & H. Baretta-Bekker (2004). Referentiewaarden Algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen; Achtergronddocument. HWE/Adviesbureau Goderie/RIKZ.
- Kerkum, F.C.M. (2005). Nematoden als instrument voor het beoordelen van waterbodems. Methodeontwikkeling en toepassing in de praktijk. RIZA, Lelystad. RIZA werkdocument 2004.039X.
- Klink, A. (1994). Makro-evertebraten in relatie tot bodemvormingprocessen in de Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv Wageningen Rapporten en Mededelingen 49.
- Oosterbaan, J. (2005). "Normaalranges" voor macrofauna-parameters in sediment in de grote rivieren. Een verkenning. RIZA, Lelystad. RIZA werkdocument 2004.223X. AKWA werkdocument 05.002.
- Peeters, E.T.H.M. (2001) Benthic macroinvertebrates and multiple stressors; quantification of the effects of multiple stressors in field, laboratory and model settings. Proefschrift Wageningen Universiteit.
- Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye en A.J.G. Reeze (2010a). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Grontmij rapportnummer: 228629-1.
- Peeters, E.T.H.M. (Wageningen Universiteit), H.J. de Lange (Alterra), M.A.A. de la Haye (Grontmij), H.A. Rutjes (Grontmij) & L.M. Janmaat (Grontmij) (2010b). Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Bewerking en analyse data. Grontmij rapportnummer: 228629-2.



- Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye, A.J.G. Reeze en J.F. Postma (2012). Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Ecofide rapportnummer 2012-43b.
- Posthuma, L., D. De Zwart, J.F. Postma en A.J.G. Reeze (2011). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) – nadere analyses. RIVM Briefrapport 607080001/2011.
- Postma, J.F. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch: nader onderzoek waterbodembodemkwaliteit. RIZA rapport 2001.027, ISBN 9036953812.
- Reeze, A.J.G., M. Greijdanus-Klaas en A. Naber (2007). Bemonstering van macrofauna in het litoraal; methode: handnet en stenen. Rijkswaterstaat Voorschrift Nr. 913.00.B050; Versie 1.0
- Reeze, A.J.G. (2008). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Meetnet macrofauna. RWS Waterdienst, Lelystad. Intern document nummer BM08.06.
- Rijkswaterstaat (2011). Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen en Beoordelen.
- Van der Molen, D.T. & R. Pot (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA Rapportnummer 2007-32 ISBN 978.90.5773.383.3.
- Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Proefschrift Leiden.
- Wijnhoven, S., W. Sijm, & H. Hummel (2007). Historische ontwikkeling bodemdier gemeenschappen Noordelijke delta: Analyse van het Haringvliet en vergelijking met het Hollands Diep en de Biesbosch. Sander Wijnhoven, Wil Sijm en Herman Hummel. Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME). Eindrapportage mei 2007





# 9. Bijlagen

---



Bijlage A; Soortenlijst met indicatorwaarden





# Bijlage A

## Soortenlijst met indicatorwaarden

Overgenomen van Arcadis & Ecofide, 2010 en vervolgens aangepast op basis van Ecofide & Arcadis, 2011.

Aangetroffen taxa in *profundaal* monsters, met voedselgilde en indicatorwaardes voor brak water en sedimentvervuiling.

### Gebruikte codes

Voedselgildes	Brak water
A Grazers en schrapers	0 Zoetwater indicator
B Mineerders	1 Brakwater indicator
C Houteters	
D Knippers	Sediment vervuiling
E Verzamelaars	-1 Indifferent (algemeen of zeldzaam)
F Actieve filteraars	1 Indicator voor schoon sediment
G Passieve filteraars	2 Indicator voor zwak verontreinigd
H Predatoren	3 Indicator voor verontreinigd
I Parasieten	
J Anders	

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Ablabesmyia</i>	H/E	0	-1
<i>Acentria ephemerella</i>	D	0	-1
<i>Acricotopus lucens</i>	E	0	-1
<i>Acroloxus lacustris</i>	A	0	-1
<i>Agraylea</i>	J	0	-1
<i>Agraylea multipunctata</i>	J	0	-1
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	H	0	2
<i>Anatopynia plumipes</i>	H/E	0	-1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	A	0	-1
<i>Anisus leucostoma</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anisus vortex</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anodonta anatina</i>	F	0	-1
<i>Anodonta cygnea</i>	F	0	-1
<i>Apocorophium lacustre</i>	D	1	-1
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	H/E	0	-1
<i>Arrenurus</i>		0	-1
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	H	0	-1
<i>Asellus</i>	E/D/A	0	-1
<i>Asellus aquaticus</i>	E/D/A	0	-1
<i>Aulodrilus japonicus/pluriseta</i>	E	0	-1
<i>Aulodrilus limnobius</i>	E	0	-1
<i>Aulodrilus pigueti</i>	E	0	-1
<i>Balanus</i>	G	1	-1
<i>Balanus improvisus</i>	G	1	-1
<i>Bithynia leachi</i>	F/A/E	0	2
<i>Bithynia tentaculata</i>	F/A/E	0	3
<i>Branchiura sowerbyi</i>	E	0	-1
<i>Bryophaenocladius</i>	A	0	-1
<i>Caenis</i>	E	0	-1
<i>Caenis luctuosa</i>	E	0	-1
<i>Calopteryx</i>	H	0	-1
<i>Cataclysta lemnata</i>	D	0	-1
<i>Ceratopogonidae</i>	H	0	3



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Chaetocladus piger</i> agg.	E/A	0	-1
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	H	0	2
<i>Chaoborus flavicans</i>	H	0	-1
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	F	0	-1
<i>Chelicorophium robustum</i>	F	0	-1
Chironomidae	A/B/E/F/H/I	0	-1
Chironomini	E	0	-1
<i>Chironomus</i>	E/F/A	0	3
<i>Chironomus acutiventris</i>	E/F	0	2
<i>Chironomus aprilius</i>	E/F	0	-1
<i>Chironomus bernensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus muratensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus nudiventris</i>	E/F	0	1
<i>Chironomus plumosus</i>	E/F	0	-1
<i>Chironomus plumosus</i> agg.	E/F	0	3
<i>Chironomus riparius</i> agg.		0	-1
<i>Chrysops relictus</i>	H	0	-1
<i>Cladopelma viridulum</i> gr.	E	0	2
<i>Cladotanytarsus</i>	E/G	0	3
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	E/G	0	-1
<i>Cladotanytarsus mancus</i>	E/G	0	-1
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	E/G	0	-1
<i>Clinotanypus nervosus</i>	H/E	0	-1
Coenagrionidae	H	0	-1
<i>Corbicula</i>	F	0	-1
<i>Corbicula fluminalis</i>	F	0	-1
<i>Corbicula fluminea</i>	F	0	-1
Corophiidae	F	0	2
<i>Corophium multisetosum</i>	F/E	0	-1
<i>Cricotopus bicinctus</i>	A/E/D	0	-1
<i>Cricotopus intersectus</i> agg.	A/E	0	-1
<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	A/D/B/E	0	-1
<i>Cricotopus vierriensis</i>	A/E	0	-1
<i>Cryptochironomus</i>	H/E	0	2
<i>Cryptochironomus defectus</i>	H/E	0	-1
<i>Cryptochironomus obreptans/supplicans</i>	H/E	0	-1
<i>Cryptotendipes</i>	E	0	2
<i>Cyathura carinata</i>	E/D	1	-1
<i>Cymatia coleoprata</i>	E	0	-1
<i>Cyrnus flavidus</i>	H/G	0	-1
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>	H	0	-1
<i>Dero digitata</i>	E	0	-1
<i>Dero nivea</i>	E	0	-1
<i>Dicrotendipes</i>	A/E/F	0	-1
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Dikerogammarus</i>	A/D/E/H/J	0	-1
<i>Dikerogammarus villosus</i>	H/E/D/A	0	-1
<i>Donacia</i>	D	0	-1
<i>Dreissena</i>	F	0	-1
<i>Dreissena bugensis</i>	F	0	-1
<i>Dreissena polymorpha</i>	F	0	3
<i>Dryops</i>	A/E	0	-1
<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	H	0	-1
<i>Dugesia tigrina</i>	H	0	-1
<i>Ecnomus tenellus</i>	H/G	0	-1
<i>Einfeldia carbonaria</i>	E/F	0	-1
<i>Einfeldia dissidens</i>	E/F	0	-1
<i>Eiseniella tetraedra</i>	E	0	-1
Empididae	H	0	-1
Enchytraeidae	E	0	1
<i>Endochironomus albipennis</i>	F/A/B/E	0	2
<i>Endochironomus dispar</i> gr.	F/A/B/E	0	-1
<i>Endochironomus tendens</i>	F/A/B/E	0	-1
<i>Ephemera glaucops</i>	F	0	-1
<i>Erpobdella</i>	H	0	-1
<i>Erpobdella octoculata</i>	H	0	2
<i>Erpobdella testacea</i>	H	0	-1



<b>Taxonnaam</b>	<b>Voedselgilde</b>	<b>Brak water</b>	<b>Sediment</b>
<i>Esolus</i>	A	0	-1
<i>Eukiefferiella clypeata</i>	A	0	-1
<i>Ferrissia fragilis</i>	A	0	-1
<i>Forelia liliacea</i>	H	0	-1
<i>Forelia variegator</i>	H	0	3
<i>Galba truncatula</i>	A/D/E/J	0	-1
Gammaridae	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus</i>	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus pulex</i>	D/E/A/H	0	-1
<i>Gammarus salinus</i>	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus tigrinus</i>	D/E	0	-1
<i>Glossiphonia complanata</i>	H	0	3
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	D/E	0	-1
<i>Glyptotendipes</i>	F/B/A/E	0	3
<i>Glyptotendipes barbipes</i>	F/B/A/E	0	-1
Gomphidae	H	0	-1
<i>Gomphus flavipes</i>	H	0	-1
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	H	0	-1
<i>Guttipelopia guttipennis</i>	H	0	-1
<i>Gymnometriocnemus terrestris gr.</i>	A	0	-1
<i>Gyraulus albus</i>	A/D/J	0	-1
<i>Gyraulus crista</i>	A/D/J	0	-1
<i>Haliplus</i>	B/H/A/D	0	-1
<i>Harnischia</i>	E/A/H	0	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	H	0	3
<i>Hemiclepsis marginata</i>	I	0	2
<i>Heterochaeta costata</i>	E	1	-1
<i>Heteromastus filiformis</i>	E	1	-1
<i>Hexatoma</i>	E	0	-1
<i>Hippeutis complanatus</i>	A/D/J	0	-1
Hydrobiidae		0	-1
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	F/G	0	-1
<i>Hygrobates</i>		0	-1
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	H	0	2
<i>Hypania invalida</i>	F	0	1
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	E	0	-1
<i>Jaera istri</i>	A	0	1
<i>Kloosia pusilla</i>	H	0	1
<i>Lebertia inaequalis</i>	H	0	-1
<i>Leptocerus tineiformis</i>	A/D	0	-1
Libellulidae	H	0	-1
<i>Limnesia maculata</i>	H	0	-1
<i>Limnesia marmorata</i>	H	0	-1
<i>Limnesia undulata</i>	H	0	-1
<i>Limnodrilus</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus cervix</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus maumeensis</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	E	0	-1
<i>Limnomysis benedeni</i>	F	0	-1
Limnophyes	E	0	-1
<i>Lipiniella araenicola</i>	A	0	1
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	E/A	0	3
Lumbricidae	E	0	-1
Lumbriculidae	E	0	2
<i>Lymnaea stagnalis</i>	D/A/J	0	-1
Lymnaeidae	A/D/E/J	0	-1
<i>Lype phaeopa</i>	A/C	0	-1
<i>Macropelopia</i>	H/E	0	-1
<i>Marenzelleria viridis</i>	E	1	-1
<i>Mercuria anatina</i>	A	0	-1
<i>Metriocnemus inopinatus</i>	A	0	-1
<i>Microchironomus</i>	E	0	3
<i>Microchironomus tener</i>	E	0	-1
<i>Micronecta</i>	E	0	-1
<i>Micropsectra</i>	E/A/F	0	-1
<i>Microtendipes chloris agg.</i>	E/G	0	-1



<b>Taxonnaam</b>	<b>Voedselgilde</b>	<b>Brak water</b>	<b>Sediment</b>
<i>Mideopsis orbicularis</i>	H	0	-1
<i>Molanna angustata</i>	H/E	0	-1
<i>Molophilus</i>	D/E	0	-1
<i>Musculium lacustre</i>	H	0	-1
<b>MYSIDA</b>	F	0	-1
<i>Mystacides</i>	E/D/A/H	0	-1
<i>Nais barbata</i>	A/E	0	-1
<i>Nais communis</i>	A/E	0	-1
<i>Nais elinguis</i>	A/E	0	2
<i>Nais pardalis</i>	A/E	0	2
<i>Nais variabilis</i>	A/E	0	-1
<i>Nanocladius bicolor/distinctus</i>		0	-1
<i>Neomysis integer</i>	E/H	0	-1
<i>Nereis</i>	E	1	-1
<i>Neumania deltoides</i>	H	0	-1
<i>Neumania limosa</i>		0	-1
<i>Notiphila</i>	D	0	-1
<i>Oecetis</i>	H	0	-1
<i>Oecetis ochracea</i>	H	0	-1
<i>Ophidonais serpentina</i>	E	0	-1
<i>Orconectes limosus</i>	J/E/H	0	-1
<i>Orthetrum</i>	H	0	-1
<i>Orthoclaadiinae</i>		0	-1
<i>Orthoclaadius</i>	A/E	0	3
<i>Palaemon longirostris</i>	H	1	-1
<i>Parachironomus</i>		0	-1
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>	A/E/H	0	3
<i>Parachironomus biannulatus</i>	A/E	0	-1
<i>Parachironomus vitiosus [1]</i>		0	-1
<i>Paracladius conversus</i>	E/A	0	3
<i>Paranais frici</i>	E	0	-1
<i>Paranais litoralis</i>	E	1	-1
<i>Paraphaenoclaadius impensus agg.</i>	A	0	-1
<i>Paratanytarsus</i>	A/E	0	-1
<i>Paratendipes</i>	E/A/F	0	-1
<i>Paratendipes albimanus</i>	E/A/F	0	1
<i>Paratendipes intermedius</i>	E/A/F	0	-1
<i>Paratendipes nubilus</i>	E/A/F	0	1
<i>Paratrichoclaadius rufiventris</i>	A/E	0	-1
<i>Phaenopsectra</i>	A/E/F	0	-1
<i>Physella acuta</i>	A/D/E/J	0	-1
<i>Piona</i>	H	0	2
<i>Piona rotundoides</i>	H	0	-1
<i>Piscicolidae</i>	I	0	-1
<i>Pisidium</i>	F	0	-1
<i>Pisidium amnicum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium casertanum f. plicatum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	F	0	3
<i>Pisidium henslowanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium moitessierianum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium nitidum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium nitidum f. crassa</i>	F	0	-1
<i>Pisidium subtruncatum</i>	F	0	2
<i>Pisidium supinum</i>	F	0	3
<i>Platambus maculatus</i>	H	0	-1
<i>Plumatella</i>	F	0	-1
<i>Polychaeta</i>	E	1	-1
<i>Polydora</i>		1	-1
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	D/E	0	2
<i>Polypedilum laetum agg.</i>	E/A/F	0	-1
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	E/A/F	0	2
<i>Polypedilum scalaenum</i>	E/A/F	0	2
<i>Polypedilum sordens</i>	F/A/E	0	-1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	E/J/A/D	0	-1



<b>Taxonnaam</b>	<b>Voedselgilde</b>	<b>Brak water</b>	<b>Sediment</b>
<i>Potamothenix bavaricus</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix bedoti</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix moldaviensis</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix vejdvskyi</i>	E	0	-1
<i>Proasellus coxalis</i>	D/A/E	0	-1
<i>Proasellus meridianus</i>	D	0	-1
<i>Procladius</i>	H/E	0	-1
<i>Prodiamesa olivacea</i>	E/F	0	1
<i>Propappus volki</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides albicola</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides barbatus</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides moravicus</i>	E	0	-1
<i>Psectrocladius barbimanus</i>	A/E	0	-1
<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.</i>	A/E	0	-1
<i>Psectrotanypus varius</i>	H/E	0	-1
<i>Pseudanodonta complanata</i>	F	0	-1
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>		0	-1
<i>Psychoda</i>	E/A/D/H	0	-1
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	E	0	-1
<i>Radix</i>	A/E/D	0	-1
<i>Radix balthica gr.</i>	A/E/D	0	-1
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	E/A/F	0	-1
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	H/D/J	1	-1
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	E	0	-1
<i>Robackia</i>		0	-1
<i>Robackia demeijerei</i>	E/A/H	0	-1
<i>Sargus iridatus</i>	D/E	0	-1
<i>Setacera micans</i>	D	0	-1
<i>Sialis lutaria</i>	H	0	-1
<i>Sigara</i>	E	0	-1
<i>Sinelobus stanfordi</i>		1	-1
<i>Slavina appendiculata</i>	E	0	-1
<i>Smittia</i>	E	0	-1
<i>Specaria josinae</i>	E	0	-1
<i>Sphaerium</i>	F	0	-1
<i>Sphaerium corneum</i>	F	0	-1
<i>Sphaerium rivicola</i>	F	0	1
<i>Sphaerium solidum</i>	F	0	3
<i>Spirosperma ferox</i>		0	-1
<i>Stagnicola</i>	A	0	-1
<i>Stempellina</i>	E	0	-1
<i>Stempellinella</i>	E/G	0	-1
<i>Stictochironomus</i>	D/E	0	2
<i>Streblospio benedicti</i>	E	1	-1
<i>Stylaria lacustris</i>	E	0	2
<i>Stylodrilus heringianus</i>	E	0	-1
<i>Tanypodinae</i>	E/H	0	-1
<i>Tanypus</i>	H/E	0	2
<i>Tanytarsini</i>		0	-1
<i>Tanytarsus</i>	E/A	0	3
<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	A	0	-1
<i>Theromyzon tessulatum</i>	I	0	-1
<i>Tipula</i>	D/C	0	-1
<i>Triaenodes bicolor</i>	A	0	-1
<i>Trocheta pseudodina</i>	H	0	-1
<i>Tubifex blanchardi</i>	E	0	-1
<i>Tubifex ignotus</i>	E	0	-1
<i>Tubifex newaensis</i>	E	0	-1
<i>Tubifex tubifex</i>	E	0	-1
<i>Tubificidae</i>	E	0	-1
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	E	1	-1
<i>Uncinails uncinata</i>	E	0	3
<i>Unio</i>	F	0	2
<i>Unio pictorum</i>	F	0	-1
<i>Unio tumidus</i>	F	0	-1



<b>Taxonnaam</b>	<b>Voedselgilde</b>	<b>Brak water</b>	<b>Sediment</b>
<i>Unionicola crassipes</i>	H	0	-1
<i>Unionicola intermedia</i>	H	0	-1
Unionidae	F	0	-1
<i>Valvata cristata</i>	A	0	-1
<i>Valvata piscinalis</i>	E	0	3
<i>Vejdovskyella intermedia</i>	E	0	2
<i>Viviparus contectus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Viviparus viviparus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	I	0	-1

Voor het *litoraal* is alleen de indicatiewaarde voor brak water nodig.

Deze lijst bevat alleen indicatoren voor brak water (cursief gedrukte kolom); overige taxa beoordelen als zoet water indicator. Overgenomen uit Arcadis & Ecofide, 2010.

<b>Klasse/Orde</b>	<b>Familie</b>	<b>Taxon</b>	
Polychaeta		<i>Nereidae</i>	
		<i>Spionidae</i>	
		<i>Cirratulidae</i>	
		<i>Capitellidae</i>	
		<i>Arenicolidae</i>	
		<i>Ampharetidae</i>	
		<i>Sabellidae</i>	
		<i>Serpulidae</i>	
		Oligochaeta	Tubificidae
<i>Heterochaeta costata</i>			
Naididae	<i>Paranais litoralis</i>		
Bivalvia	Dreissenidae	<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	
		<i>Mytilidae</i>	
Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Peringia ulvae</i>	
Arachnida		<i>Halacaridae</i>	
Maxillopoda		<i>Balanidae</i>	
Decapoda		<i>Palaemonidae</i>	
		<i>Crangonidae</i>	
		<i>Portunidae</i>	
		<i>Grapsidae</i>	
		<i>Xanthidae</i>	
		<i>Mysidae</i>	
Mysidacea		<i>Mysidae</i>	
Amphipoda	Corophidae	<i>Apocorophium lacustre</i>	
		<i>Corophium multisetosum</i>	
	Gammaridae	<i>Gammarus duebeni</i>	
		<i>Gammarus zaddachi</i>	
		<i>Aoridae</i>	
Isopoda		<i>Anthuridae</i>	
		<i>Sphaeromatidae</i>	
		Janiridae	<i>Jaera albifrons</i>
		Chironomida	<i>Halocladus sp</i>
			<i>Microchironomus deribae</i>
Heteroptera	Corixidae	<i>Paratanytarsus inopertus</i>	
		<i>Sigara lateralis</i>	
		<i>Sigara stagnalis</i>	

