



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Effecten van hydromorfologische ingrepen op nutriëntenconcentraties en overige fysisch-chemische grootheden in oppervlaktewater

J.J.M. de Klein
A.G. Brinkman

Alterra-rapport 1416, ISSN 1566-7197



Effecten van hydromorfologische ingrepen op nutriëntenconcentraties en overige fysisch-chemische grootheden in oppervlaktewater

Effecten van hydromorfologische ingrepen op nutriënten- concentraties en overige fysisch-chemische grootheden in oppervlaktewater

**Jeroen de Klein (Wageningen UR, Alterra)
Bert Brinkman (Wageningen UR, Imares)**

Alterra-rapport 1416

Alterra, Wageningen, 2007

REFERAAT

Klein, J.J.M. de & A.G. Brinkman, 2007. *Effecten van hydromorfologische ingrepen op nutriëntenconcentraties en overige fysisch-chemische grootheden in oppervlaktewater*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1416. 76 blz.; 15 fig.; 4 tab.; 68 ref.

Deze studie geeft inzicht in de effecten van hydromorfologische ingrepen op fysisch-chemische grootheden in het oppervlaktewater en kan gebruikt worden voor afleiding MEP/GEP en de onderbouwing hiervoor. Het koppelen van ecologische effecten aan hydromorfologische ingrepen die via de fysisch-chemische toestand (nutriënten en overige grootheden) lopen is van belang voor zowel het bepalen van de hoogte van de doelstellingen voor die fysisch-chemische variabelen en de ecologie, als voor het afleiden en evalueren van maatregelpakketten.

Per cluster van hydromorfologische ingrepen is een factsheet opgesteld. Beoordeling van de effecten gebeurt in deze studie kwalitatief. In de synthese is aangegeven welke ingrepen naar verwachting aanzienlijke effecten hebben en dus meegenomen kunnen worden bij het afleiden van de doelstellingen.

Trefwoorden: hydromorfologie, ingrepen, nutriënten, chloride zuurstof, temperatuur, zuurgraad, doorzicht, KRW-doelen

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2007 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Doelstelling	13
1.3 Afbakening	14
2 Werkwijze	17
2.1 Algemene opzet	17
2.2 Indeling ingrepenclusters	18
2.3 Toelichting Factsheets	20
3 Factsheets ingrepenclusters	21
3.1 Kanaliseren/normaliseren	21
3.2 Stuwen en sluizen	25
3.3 Oeververdediging/waterbodemverdediging	28
3.4 Aantasting natuurlijke inundatiezones	30
3.5 Grondwaterstandverlaging/ inpoldering	33
3.6 Bedijking	38
3.7 Zeekerende dammen	42
3.8 Barrières op grens van zee en estuarium	46
4 Synthese	49
4.1 Inleiding	49
4.2 Discussiepunten evaluatie effecten	49
4.3 Samenvatting effecten	50
Literatuur	53
Annex 1. Basisprocessen in oppervlaktewateren	57
Annex 2. Grondwaterstand (fluctuaties) en nutriëntenuitspoeling	67
Annex 3. (Natuurlijke) retentie van N en P in oppervlaktewater	71
Annex 4. Nutriëntprocessen in getijdensystemen	75

Woord vooraf

In het proces van afleiden en definiëren van doelstellingen en normen voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) is kennis van de effecten van hydromorfologische ingrepen in watersystemen onontbeerlijk. Dit geldt met name voor de kunstmatige en sterk veranderde wateren.

Dit onderzoek beoogt een overzicht te geven van relevante hydromorfologische ingrepen en daarbij inzicht te verschaffen in de effecten die optreden. De effecten die in deze studie zijn geëvalueerd hebben betrekking op de concentraties aan nutriënten en enkele andere fysisch-chemische grootheden (zuurstof, temperatuur, verzurings-toestand, zoutgehalte en doorzicht).

Het hoofddoel van het onderzoek is aan te geven of en in welke mate bepaalde hydromorfologische ingrepen leiden (c.q. hebben geleid) tot veranderingen in fysisch-chemische toestand van oppervlaktewater en dus mee genomen kunnen worden bij het formuleren van doelstellingen. Het evalueren van de effecten van hydromorfologische ingrepen gebeurt in eerste instantie kwalitatief. In een eventuele vervolgfase kan waar mogelijk een kwantificering gemaakt worden.

De auteurs bedanken de heren R. Portielje (RWS-RIZA), T. Prins (RWS-RIKZ) en D. van der Molen (RWS-RIZA) voor de begeleiding van het onderzoek en hun inbreng in de discussies.

Voorts bedanken we de heer H. Fransen (WageningenUR, bibliotheek) voor assistentie bij het literatuuronderzoek en de heer E. van Os (Wageningen UR, Alterra) voor zijn aandeel in het verwerken van de informatie.

Samenvatting

Introductie

Een onderdeel van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water (KRW) is vaststelling van de Goede Ecologische Toestand (GET), als norm voor natuurlijke watertypen. De GET wordt onder meer uitgedrukt in biologische kwaliteitselementen, maar ook in algemene fysisch-chemische parameters. Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen mogen de effecten van onomkeerbare fysieke ingrepen in de norm worden verrekend: het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). De richtlijn biedt hiervoor ruimte door de doelstellingen op basis van de GEP te faseren of te verlagen. Als voorwaarde daarbij geldt dat alleen onder bepaalde condities kan worden afgeweken van GET en bovendien is daarvoor een transparante onderbouwing noodzakelijk.

Het koppelen van ecologische effecten aan hydromorfologische ingrepen die via de fysisch-chemische toestand (nutriënten en overige grootheden) lopen is van belang voor zowel het bepalen van de hoogte van de doelstellingen voor die fysisch-chemische variabelen en de ecologie, als voor het afleiden en evalueren van maatregelenpakketten.

Deze studie draagt bij aan het inzicht in de effecten van de fysieke hydromorfologische ingrepen op zowel de nutriëntenconcentraties als ook overige, voor de ecologie ondersteunende, fysisch-chemische grootheden in het oppervlaktewater en kan gebruikt worden voor afleiding MEP/GEP en de onderbouwing hiervoor.

Doel van de studie

Het doel van deze studie is inzicht geven in de effecten van de fysieke hydromorfologische ingrepen op de nutriëntenconcentraties en overige ondersteunende fysisch-chemische grootheden in het oppervlaktewater.

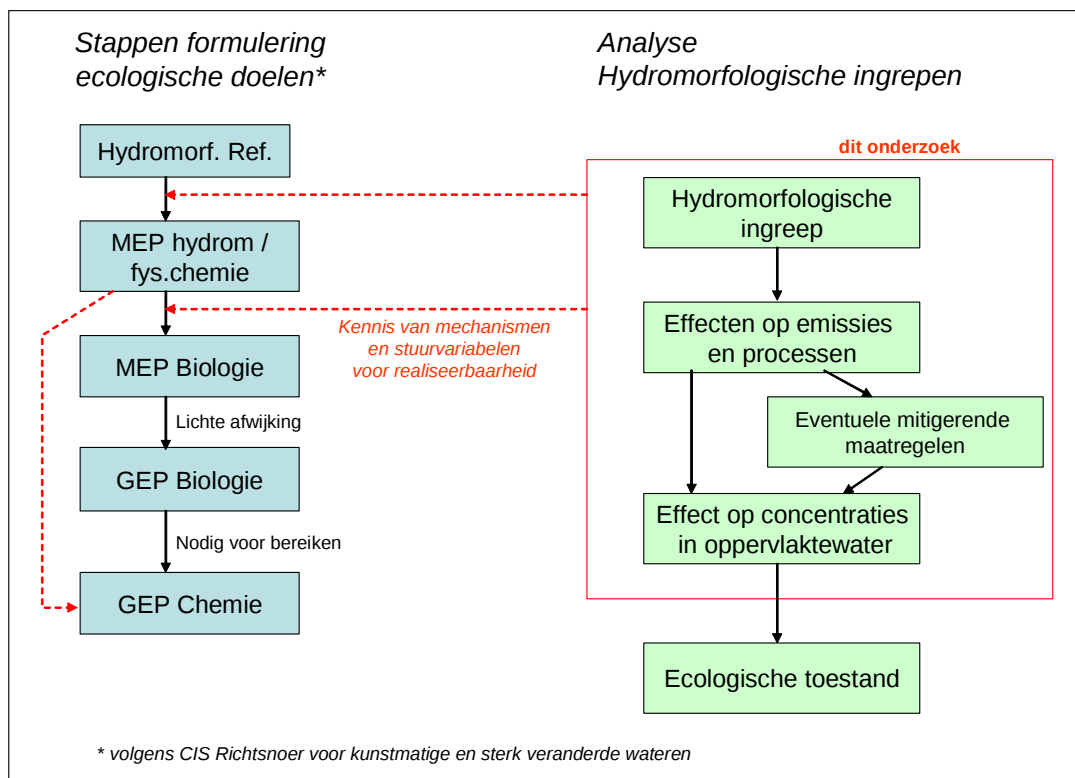
In een vervolgfase worden de effecten, waar mogelijk en relevant, gekwantificeerd om relaties af te kunnen leiden en om waterbeheerders handvatten te bieden voor het schatten van de effecten van ingrepen en het afleiden van doelstellingen.

In deze studie worden de effecten beschreven van ingrepen-clusters, en niet van individuele ingrepen. We onderscheiden in deze studie de volgende clusters hydromorfologische ingrepen:

- Kanaliseren/normaliseren
- Stuwen en sluizen
- Oeververdediging/waterbodemverdediging
- Aantastingen natuurlijke inundatiezones
- Grondwaterstandverandering / inpoldering
- Bedijking
- Zeekerende dammen
- Barrières op grens van zee en estuarium

Reikwijdte van de studie

In Figuur 1 is de reikwijdte van deze studie weergegeven. Enerzijds is te zien hoe de evaluatie van de hydromorfologische ingrepen is opgezet en anderzijds waar de beschreven kennis ingezet kan worden bij het formuleren van doelen.



Figuur 1. Reikwijdte en positie van deze studie in het proces van formuleren van ecologische doelen.

Onderzoeksopzet

De studie omvat een drietal onderdelen, te weten:

- het samenstellen van een factsheet per cluster van ingrepen;
- een synthese van de resultaten, met een eindoordeel over de effecten;
- samenstellen van een aantal bijlagen (annexen), die gebruikt kunnen worden als achtergrondinformatie.

Resultaat

In Tabel 1 zijn de resultaten van de afzonderlijke factsheets bij elkaar gebracht. Beoordeling van de relevantie en de richting van veranderingen is gebeurd op basis van een inschatting van het overheersende effect. Als dit niet eenduidig is, is een range aangegeven.

Bij de interpretatie van de uitkomsten is het van belang de volgende discussiepunten mee te nemen. Een aantal ingrepen zoals beschreven in deze studie zijn zo overheersend dat ze het watersysteem in essentie veranderen. Daarmee kunnen wateren van type veranderen en de vraag is aan welke referentie wordt getoetst. Een voorbeeld is het ontstaan van het IJsselmeer (zoet ondiep meer) door de aanleg van de afsluitdijk.

In andere gevallen bestaat het oppervlaktewater juist bij de gratie van de ingreep (bijvoorbeeld sloten in een droogmakerij).

Bij een eventuele vervolgfase (nadere kwantificering van effecten van hydromorfologische ingrepen) moet hier rekening mee gehouden worden. In gevallen waar geen relevante vergelijkbare 'oorspronkelijke' situatie bestaat, zou de kwantificering moeten bestaan uit het aangeven van inherente waarden van de grootheden (een soort achtergrondswaarden, gegeven de hydromorfologische situatie).

Tabel 1. Samenvatting effect van ingrepen op nutriënten concentraties en overige grootheden.

Legenda: -- duidelijke verlaging; - beperkte verlaging, o geen effect;
+ beperkte verhoging, ++ duidelijke verhoging

Effect op	nutriënten	chloride	zuurstof	zuurgraad	temperatuur	doorzicht
Ingreep Cluster						
Kanaliseren/normaliseren	++	o	-	+	o / +	-
Stuwen en Sluizen	+	o	-/o	o/+	o / +	-/+
Oeververdediging/ waterbodemverdediging	+	o	o / -	o	o	o
Aantasting natuurlijke inundatiezones	++	o	o / -	o / +	o / +	-
Grondwaterstandverlaging/ inpoldering *	++/--	o / ++	o / -	o / +	o / +	o
Bedijking	+	--	o / -	o / +	o	- / +
Zeekerende dammen	+	--	o / -	o / +	o	- / +
Barrières op grens van zee en estuarium	- / +	-	o	o	o	o

* Effect grondwaterstandverlaging is verschillend voor N en P en varieert ook met het bodemtype.

We concluderen dat de effecten van kanalisatie/normalisatie, verlies van inundatiezones en grondwaterstandverlaging, sterke effecten hebben op vooral de nutriëntenconcentraties en in wat mindere mate op de overige ondersteunende fysisch-chemische grootheden. De ingrepen leiden veelal tot hogere concentraties nutriënten in het oppervlaktewater. Kwantificering van de effecten is redelijk te doen. Deze drie clusters van ingrepen zouden dan ook meegenomen kunnen worden bij het afleiden van MEP en GEP.

Voor de andere clusters van ingrepen zijn de effecten minder evident en/of lastig te kwantificeren. Bij de hydromorfologische ingrepen in kust- en overgangswateren leiden de ingrepen mogelijk tot verandering van het watertype (van zout naar zoet). Het is dan ook niet opportuun om de effecten van deze ingrepen zelf mee te nemen in het afleiden van MEP en GEP.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Een onderdeel van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water (KRW) is vaststelling van de Goede Ecologische Toestand (GET), als norm voor natuurlijke watertypen. De GET wordt onder meer uitgedrukt in biologische kwaliteitselementen, maar ook in algemene fysisch-chemische parameters. Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen mogen de effecten van onomkeerbare fysieke ingrepen in de norm worden verrekend: het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). Als voorwaarde daarbij geldt dat alleen onder bepaalde condities kan worden afgeweken van GET en bovendien is daarvoor een transparante onderbouwing noodzakelijk.

Het koppelen van ecologische effecten aan hydromorfologische ingrepen die via de fysisch-chemische toestand (nutriënten en overige grootheden) lopen is van belang voor zowel het bepalen van de hoogte van de doelstellingen voor die fysisch-chemische variabelen en de ecologie, als voor het afleiden en evalueren van maatregelpakketten.

Deze studie draagt bij aan het inzicht in de effecten van de fysieke hydromorfologische ingrepen op zowel de nutriëntenconcentraties als ook overige, voor de ecologie ondersteunende, fysisch-chemische grootheden in het oppervlaktewater en kan gebruikt worden voor afleiding MEP/GEP en de onderbouwing hiervoor.

1.2 Doelstelling

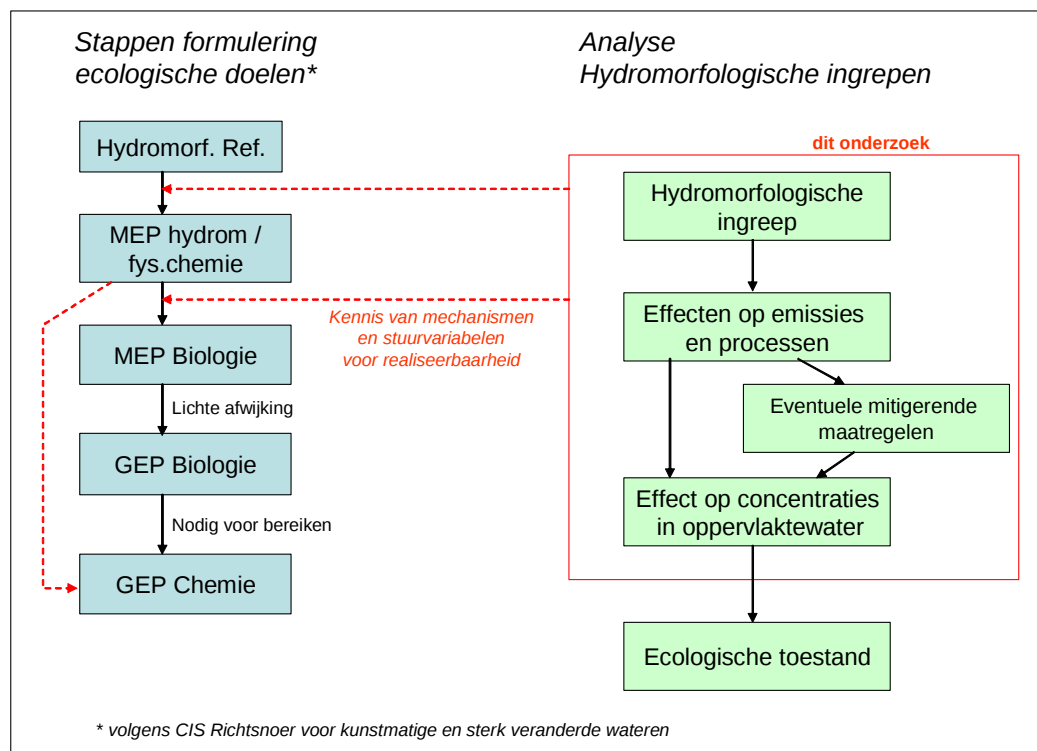
Het project Hydromorfologische Ingrepen is in een aantal fasen opgedeeld. In eerste instantie gaat het om het zichtbaar maken van de stand van kennis over de mechanismen en het aanduiden van het mogelijke belang van de ingrepen voor de fysisch-chemische toestand. Dit laatste bepaalt in hoeverre de ingrepen mee genomen moeten worden bij verschillende stappen in het beleidsproces.

De doelen van deze studie zijn dan ook:

1. inzicht geven in de mechanismen van de fysieke hydromorfologische ingrepen op emissies naar het oppervlaktewater en processen van nutriënten en overige ondersteunende fysisch-chemische grootheden;
2. een kwalitatieve aanduiding van de effecten op de uiteindelijke nutriëntenconcentraties en de hoogte van overige fysisch-chemische grootheden in het oppervlaktewater;
3. identificeren van kennishiaten.

In een vervolgfase worden de effecten, waar mogelijk, gekwantificeerd om relaties af te kunnen leiden en om waterbeheerders handvatten te bieden voor het schatten van de effecten van ingrepen en het afleiden van doelstellingen.

In Figuur 1.1 is de reikwijdte van deze studie weergegeven. Enerzijds is te zien hoe de evaluatie van de hydromorfologische ingrepen is opgezet en anderzijds waar de beschreven kennis ingezet kan worden bij het formuleren van doelen.



Figuur 1.1. Reikwijdte en positie van deze studie in het proces van formuleren van ecologische doelen.

1.3 Afbakening

Onder hydromorfologische ingrepen verstaan we ingrepen die de vorm van en/of stroming in waterlichamen beïnvloeden. De morfologie betreft het bed van een waterlichaam in brede zin, d.w.z. inclusief inundatiezones en uiterwaarden. Een ingreep is een verandering in de werking van het systeem, en kan het gevolg zijn van een aantal mogelijke handelingen.

Verschillende ingrepen kunnen ook dezelfde uitwerking hebben op de fysisch-chemische toestand van het oppervlaktewater. In deze studie worden dan ook de effecten beschreven van ingrepen-clusters, en niet van individuele ingrepen. In overleg met de opdrachtgever onderscheiden we in deze studie de volgende clusters hydromorfologische ingrepen:

- Kanaliseren/normaliseren
- Stuwen en sluizen
- Oeververdediging/waterbodembedigdiging
- Aantastingen natuurlijke inundatiezones
- Grondwaterstandverandering / inpoldering
- Bedijking

- Zeekerende dammen
- Barrières op grens van zee en estuarium

Verandering van de chemische waterkwaliteit heeft uiteraard gevolgen voor de ecologische toestand in het watersysteem. In deze studie beperken we ons echter tot het beschrijven van de effecten op de nutriëntenconcentraties en overige ondersteunende fysisch-chemische grootheden, zonder een doorkijk te maken naar de biologie. Het gaat immers om een bijdrage aan het afleiden van fysisch-chemische normen.

Deze studie tracht een helder beeld neer te zetten, echter zonder volledig te kunnen zijn, wat betreft alle mogelijke effecten die kunnen optreden als gevolg van de ingrepen.

2 Werkwijze

2.1 Algemene opzet

Dit rapport bevat drie onderdelen, te weten:

- factsheets per cluster van ingrepen;
- een synthese van de resultaten;
- een aantal bijlagen (annexen) met algemene achtergrondinformatie; (toelichting op veel voorkomende mechanismen en processen).

De opzet van deze studie is voor elk cluster van ingrepen een factsheet op te stellen, waarin de beschrijving van de ingreep en ingreep-effect relatie zijn weergegeven. De informatie hiervoor is verworven uit toegankelijke literatuur aangevuld met expert judgement.

Door de veelheid en verscheidenheid van ingrepen in de morfologie en hydrologie van oppervlaktewatersystemen is een beoordeling ervan op de nutriënten-concentraties en overige grootheden niet eenvoudig. Er is weinig kennis en informatie specifiek over de relatie hydromorfologische maatregel en fysisch-chemische toestand in het oppervlaktewater. Daarentegen is er veel inzicht in allerlei processen die het gevolg kunnen zijn van hydromorfologische ingrepen en de mechanismen die hier aan ten grondslag liggen. Voor de structuur en uniformiteit van de factsheets is gekozen voor een beoordeling van de ingrepen op basis van onderverdeling naar een drietal effecten:

- effect op diffuse emissies en aanvoer van bovenstrooms
- effect op verblijftijd in het oppervlaktewatersysteem
- effect op (omzettings)processen in het oppervlaktewatersysteem

Het samenspel van deze effecten bepaalt de uiteindelijke concentraties en de grootheden in het oppervlaktewater.

Effect op emissies

Door ingrepen in het watersysteem veranderen (grond)waterstanden, en waterstromen en stoffluxen (nutriënten, chloride, e.d.) van percelen naar de watergangen. Enerzijds worden de hoeveelheden grondwateraanvoer beïnvloed, en anderzijds de stofconcentraties in het afgevoerde grondwater. Processen als mineralisatie en (de)nitrificatie in de bodem worden o.a. gestuurd door de grondwaterstand. Ook de inrichting van het ontwateringssysteem is van belang. In gebieden met weinig ontwateringsmiddelen zal het regionale grondwatersysteem worden gevoed. Als de dichtheid aan ontwateringsmiddelen groot is wordt het water ondiep afgevoerd naar het oppervlaktewatersysteem en zal het de kwaliteit ervan grotendeels bepalen. In de bijlagen wordt dit nader toegelicht.

De aanvoer via bovenstrooms oppervlaktewater rekenen we eveneens bij de 'emissies'.

Effect op verblijftijd

Ingrepen in de hydrologie zullen direct van invloed zijn op afvoer, stroomsnelheden en daarmee de verblijftijd in het oppervlaktewatersysteem. Het belang van processen in het oppervlaktewater voor stofconcentraties wordt groter naarmate de verblijftijd langer is.

Morfologische ingrepen zijn eveneens van grote invloed op verblijftijden. Voorbeelden zijn ingrepen in het dwarsprofiel, het aan- en afkoppelen van inundatiezones, ingrepen in het lengteprofiel (afsnijden van meanders in beken).

Ook de dynamiek van afvoeren is bepalend. Bijvoorbeeld door versnelde afvoer (als gevolg van normalisatie) wordt de verblijftijd in het oppervlaktewatersysteem verkort en neemt de intensiteit van afvoerpieken toe. Dit vergroot de kans op erosie/resuspensie.

Effect op processen

In een gevarieerd oppervlaktewatersysteem vinden allerlei fysische en biochemische processen plaats, die de concentraties aan nutriënten en zuurstof beïnvloeden, maar ook bepalend zijn voor de temperatuur, pH en doorzicht. Voor nutriënten betreft dit vooral bezinking van deeltjesgebonden N en P, opname van N en P door waterplanten, denitrificatie, vorming van P-complexen, etc. Verandering van doorzicht en pH zijn veelal afgeleiden van verandering in nutriëntenconcentraties via optredende eutrofiëringverschijnselen.

Door hydromorfologische ingrepen veranderen de condities voor deze processen. Bijvoorbeeld het verlies van de natuurlijke vegetatie op oever en waterbodem, verandering van temperatuur, aan/afwezigheid organisch materiaal, verlies aan gevarieerd bodemsubstraat, etc.

Concentraties van chloride worden weinig beïnvloed door omzettingsprocessen, maar voornamelijk door transport en menging. In theorie kunnen concentraties iets oplopen door indamping tijdens lage afvoeren en hoge temperaturen. KIWA heeft onderzocht, dat tijdens langdurige lage afvoeren hierdoor de chloride concentratie in de Rijn oploopt (Zwolsman, 2005). Maar in het algemeen zal het effect in Nederland klein zijn.

De lijst met hydromorfologische ingrepen is beoordeeld op de mate van relevantie voor bovengenoemde drie effecten. Deze indeling komt ook terug in de factsheets.

In het synthesehoofdstuk worden de effecten in samenhang gezien en wordt voor de ingrepen aangegeven of en in welke richting (verhogend of verlagend) er effect op de nutriëntenconcentraties en overige variabelen te verwachten is.

2.2 Indeling ingrepenclusters

In een eerdere studie is een inventarisatie gemaakt van hydromorfologische ingrepen (Oranjewoud, 2004). Doel van die studie was een handreiking te geven voor het beoordelen van de ecologische effecten van hydromorfologische ingrepen. Uiteindelijk is een lijst van 24 ingrepen en maatregelen vastgesteld, die individueel zijn beschreven.

Zoals eerder vermeld is zijn de effecten van allerlei ingrepen op stofconcentraties en kenmerken van het oppervlaktewater deels vergelijkbaar en is voor de onderhavige

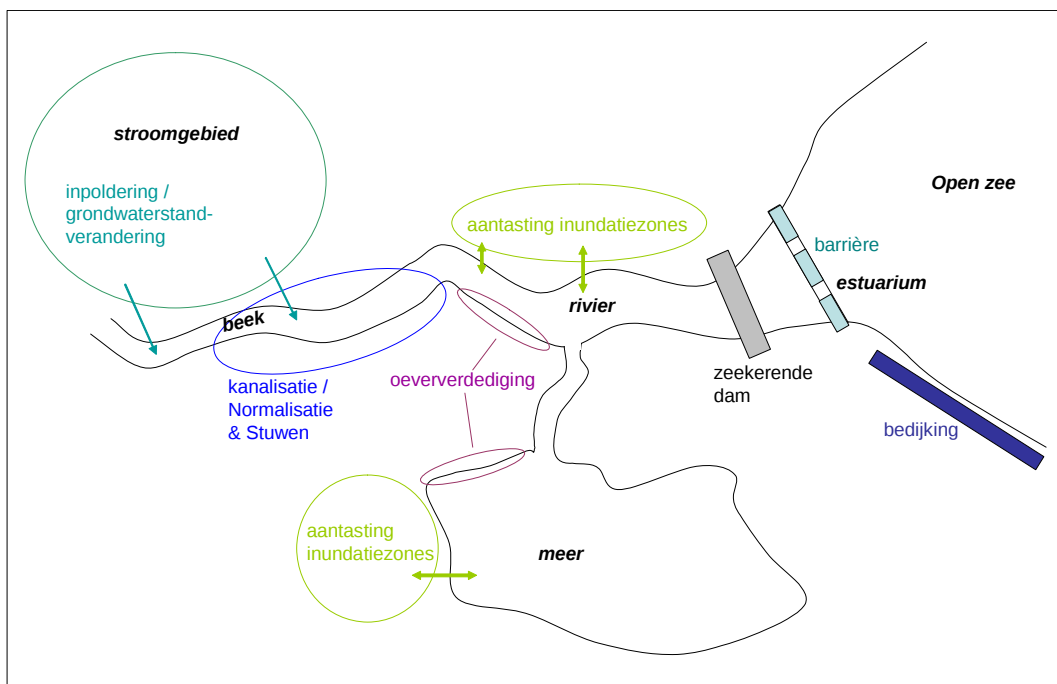
studie een indeling in ingrepenclusters gehanteerd. Op deze wijze wordt een herhaling van veel beschrijvingen voorkomen. De samenhang tussen de ingrepenclusters van deze studie en de lijst van 24 ingrepen en maatregelen is weergegeven in Tabel 2.1. Opgemerkt moet worden dat door de gehanteerde definitie van ingrepenclusters deze indeling niet overal eenduidig is en overlappingen bevat. Ook komen niet alle 24 ingrepen uit de handreiking ecologische effecten voor in de tabel. Activiteiten die gerelateerd zijn aan het (doorlopende) gebruik en beheer van oppervlaktewateren (bijvoorbeeld inname van oppervlaktewater, omwoelen van de waterbodem door intensieve bodemvisserij) passen minder goed in de definitie van hydromorfologische ingrepen, die in deze studie gehanteerd wordt.

Tabel 2.1. Indeling clusters van hydromorfologische ingrepen en maatregelen.

INGREEP Cluster	Hydromorfologische ingreep (rapport Oranjewoud ¹)
Kanaliseren/normaliseren (zoet, lijnvormig)	4. Kanalisatie 5. Normalisatie 8. Verdiepingen 10. Verduikering/overkluizing 11. Aantasting natuurlijke houtopstanden 12. Kribben
Stuwen en Sluizen (zoet, lijnvormig)	3. Stuwen, sluizen en andere barrières
Oeververdediging/ waterboderverdediging (zoet, lijnvormig en meren)	9. Oeververdediging 11. Aantasting natuurlijke houtopstanden 23. Waterboderverdediging / verharding
Aantasting natuurlijke inundatiezones (zoet, lijnvormig en meren)	6. Aantasting natuurlijke inundatiezones (7. Dijk)
Grondwaterstandverandering / inpoldering (zoet, lijnvormig)	17. Peilbeheer (15. Kunstmatige afvoerdeling (bemalen) (16. Wateraanvoer) 19. Intensieve ontwatering
Bedijking (zout, overgangswater)	7. Dijk
Zeekerende dammen (zout, overgangswater)	2. (Zee)kerende dammen/ barrières
Barrières op grens van zee en estuarium (zout, overgangswater)	2. (Zee)kerende dammen/ barrières

¹ Handreiking beschrijving en beoordeling effect hydromorfologische ingrepen. Oranjewoud, 2004.

De clusters van ingrepen hebben betrekking op verschillende typen oppervlaktewater (zoet-zout, lijnvormig, meren; zie Tabel 2.1). In Figuur 2.1 is dit schematisch weergegeven. Het geeft aan waar in het oppervlaktewatersysteem de verschillende ingrepenclusters gepositioneerd kunnen worden.



Figuur 2.1. Globale positionering van de ingrepen in het oppervlaktewaterstelsel.

2.3 Toelichting Factsheets

De factsheets, gepresenteerd in hoofdstuk 3, hebben een uniforme indeling. De onderdelen ervan worden hieronder toegelicht.

1. Beschrijving van de ingreep. Een gangbare definitie van de ingreep of ingrepen en de maatregelen die tot dit clusters gerekend worden.
2. Belang van de ingreep. Waar komt de ingreep voor? (watertypen en geografische spreiding). Is het in aantal en omvang gezien een belangrijk cluster?
3. Effect op emissies.
4. Effect op verblijftijd.
5. Effect op processen in het oppervlaktewater.
6. Conclusies. Voor zover van toepassing worden hier inschattingen gegeven van de effecten op de concentraties nutriënten en zuurstof, de temperatuur, de verzuringstoestand en het doorzicht.
7. Mogelijke mitigerende maatregelen. De maatregelen die mogelijk zijn om de effecten van de ingreep te niet te doen dan wel te verzachten. We gaan hier niet in op wenselijkheid, haalbaarheid en kosten van de maatregelen.
8. Mogelijke kwantificering van de effecten. Hier wordt aangegeven of op basis van de huidige kennis een kwantificering mogelijk is van het effect op de concentraties in het oppervlaktewater. Een feitelijke kwantificering van de effecten, en daarmee de speelruimte voor vaststelling van de nutriëtnormen t.o.v. de natuurlijke wateren, zal in een vervolgfase dienen te gebeuren.
9. Stand van zaken kennis. Wat weten we wel en wat weten we niet over de ingreep-effect relaties en een mogelijke kwantificering van de effecten? Het belangrijkste doel is het aangeven van kennishiaten voor dit cluster.

3 Factsheets ingrepenclusters

3.1 Kanaliseren/normaliseren

3.1.1 Beschrijving van de ingreep

Hoewel er verschillende definities gehanteerd worden kunnen deze ingrepen als volgt gekarakteriseerd worden: Kanalisatie is het rechte trekken van waterlopen, voornamelijk beken, waardoor het natuurlijk meanderpatroon verloren gaat. Normalisatie is aanpassing van het dwarsprofiel van een watergang tot een gestandaardiseerd, symmetrisch normprofiel. Soms worden de oevers beschoeid.

Deze ingrepen zijn in verreweg de meeste gevallen genomen vanuit waterhuishoudkundig oogpunt: het reguleren van de afvoer. Dat maakt het noodzakelijk dat er allerlei aanvullende ingrepen nodig zijn als het aanleggen van stuwen, het verwijderen van houtopstanden, plaatsen van kribben e.d. Het overkluizen van watergangen in stedelijk gebied heeft weliswaar een andere reden, maar uiteindelijk hetzelfde effect als normalisatie: het verlies van het natuurlijke profiel van waterlopen. Deze ingreep wordt dan ook in dit cluster meegenomen.

Het plaatsen van stuwen en sluizen heeft gevolgen voor de waterkwaliteit die kunnen afwijken van de overige ingrepen in dit cluster. Daarom is dit afzonderlijk beschreven in paragraaf 3.2.

Een ander belangrijk effect is het afkoppelen van het watersysteem van het naastgelegen land. Daardoor zal er geen of minder inundatie optreden. Dit aspect van kanalisatie/normalisatie zal in een aparte paragraaf (3.4) behandeld worden.

3.1.2 Belang van de ingreep

Normalisatie/kanalisatie is van toepassing op stromende wateren, in het vrij afwaterende deel van NL. Het betreft voornamelijk beken en rivieren. Naar schatting slechts ongeveer 4% van de beken heeft nog min of meer de oorspronkelijke vorm (MNP Natuur Compendium). Alle anderen zijn in meer of mindere mate gereguleerd. Geografisch gezien komt deze ingreep over heel Nederland voor.

3.1.3 Effect op emissies

Ingrepen in de morfologie van het oppervlaktewatersysteem hebben geen direct effect op de emissies van nutriënten uit de aangrenzende percelen of puntbronnen. Wel kunnen er indirecte effecten zijn. Als de verandering in de afvoer, afvoerdynamiek door normalisatie/kanalisatie leidt tot verandering van de grondwaterstanden en -stroming zal dit effect hebben op de diffuse uitspoeling (zie Annex Grondwaterstand en nutriëntenuitspoeling). Dit hangt samen met transportprocessen in de bodem en effect van grondwaterstanden op processen (o.a. mineralisatie van bodems).

Voorts zal het verlies aan natuurlijke inrichting en gebruik van de oevers en de oeverzones ten koste gaan van de filterende werking van de langsgelegen stroken (bufferstroken). Dit heeft mogelijk consequenties voor de diffuse emissies.

3.1.4 Effect op verblijftijd

Door normalisatie/kanalisatie wordt in tijden van neerslagoverschot de verblijftijd in het oppervlaktewatersysteem verkort en neemt de intensiteit van afvoerpieken toe. In het algemeen zullen deze effecten er toe leiden dat de retentie van nutriënten in het oppervlaktewater afneemt. De grote vrachten aan nutriënten worden versneld afgevoerd en de nutriëntenbelasting van benedenstrooms gelegen wateren zal toenemen.

Deze effecten hebben betrekking op het stromende watersysteem zelf. Het effect op de waterstroming door het verlies aan inundatiezones wordt besproken in paragraaf 3.4.

3.1.5 Effect op processen

Door verkorte verblijftijden tijdens afvoerperiodes zullen retentieprocessen als sedimentatie, opname in biomassa en denitrificatie in belang afnemen.

Normalisatie van het dwarsprofiel en ingrepen in het lengteprofiel leiden tot eenvormige waterlopen. De natuurlijke variatie in substraat, in oevervegetatie en ondergedoken waterplanten verdwijnt (o.a. Bernez, 2004). Dit zal de retentie van nutriënten eveneens verminderen. Diverse onderzoeken laten duidelijk verhoogde vrachten van N en P uit genormaliseerde beeksystemen zien (o.a. Ahearn, 2005; Fauvet, 2001; Lindenschmidt, 2005; Yarbrough, 1984). Het verlies aan natuurlijke vegetatie en substraat diversiteit wordt nog versterkt als er harde oeververdedigingsmaterialen gebruikt worden.

Een speciale regulatiemaatregel is het aanleggen van kribben. Hierdoor ontstaat een stromingszone (midden) en zogenaamde dode zones tussen de kribben. Deze zones zijn vaak relatief ondiep en er vinden veel processen plaats als sedimentatie, primaire productie, etc. Er vindt opslag van sediment en nutriënten plaats maar deze is veelal tijdelijk en tijdens hoge afvoeren zal veel materiaal weer vrijkomen (Westrich, 1988; Ockenfeld, 2003).

3.1.6 Conclusies

Nutriënten

Door verkorting van de verblijftijd en afname van retentieprocessen zijn nutriëntenconcentraties in gereguleerde beken en rivieren hoger dan in meer natuurlijke systemen. Dit kan in de orde van 10-30% bedragen.

Zuurstof

Effect op zuurstofhuishouding hangt sterk samen met veranderde nutriëntengehalten, dat zich uit in eutrofiëringseffecten. De zuurstofdynamiek zal veranderen (hoger overdag en lager 's nachts) waarbij het risico op overschrijding van de zuurstofnorm wordt vergroot.

Temperatuur

Er zijn weinig effecten van normalisatie/kanalisatie op de watertemperatuur te verwachten. Enige verhoging van temperatuur kan optreden in situaties waar beekbegeleidende beplanting (bomen) verwijderd is.

Chloride

Chloride wordt alleen beïnvloed door emissies en niet door processen in het oppervlaktewater. Er zal dan ook nauwelijks effect op het zoutgehalte zijn.

Verzuringstoestand

Er is nauwelijks direct effect van deze hydromorfologische ingrepen op de pH. Maar net als bij zuurstof hangt de zuurgraad samen met eutrofiering. Bij sterke primaire productie (algengroei en waterplanten) stijgt de pH; in hypertrofe omstandigheden kan dit oplopen tot pH 9.

Doorzicht

Door hogere stroomsnelheden als gevolg van versnelde afvoer bestaat het risico op extra resuspensie van sedimentdeeltjes en daarmee achteruitgang van het doorzicht. Het effect hiervan is naar verwachting minimaal.

3.1.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn hermeandering, aanleggen natuurlijker profiel, etc. Onderzoek aan herstelde oevers en vegetatie laat zien dat hierdoor een reductie van de P-concentraties bereikt kan worden (o.a. Meals, 2001; Pinay, 1998).

De maatregelen leggen echter beslag op de schaarse ruimte. Voor uitgraven van meanders, het aanleggen van een wijder profiel met natuurlijke oevers is bodemoppervlak nodig. Het houdt een veranderde waterhuishouding in, waarbij lokaal de kans op wateroverlast toeneemt. Combinatie van herstel van natuurlijke profielen met de functies bewoning en landbouw is ter plaatse slechts beperkt mogelijk.

3.1.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Een globale kwantificering van specifieke processen is mogelijk. De orde grootte van effect van verlies aan retentie en kortere verblijftijden is aan te geven. Voor zover sprake is van beïnvloeding van grondwaterstanden kan een inschatting gemaakt worden van de verandering van uitspoeling t.a.v. de 'natuurlijke' situatie.

Maar het is lastig om deze effecten te integreren op het niveau van een waterlichaam. Het hangt o.a. af van de mate waarin een ingreep is doorgevoerd, en het relatieve belang van de verschillende ingrepen.

3.1.9 Stand van zaken kennis

De mechanismen die optreden door de ingrepen normalisatie en kanalisatie zijn redelijk bekend en beschreven. Echter dit is veelal een kwalitatieve analyse. Van een aantal deelprocessen zoals denitrificatie en sedimentatie zijn processnelheden aan te geven, maar in een brede range voor variërende condities.

Een belangrijk hiaat is kennis over herstel van gereguleerde stromende wateren tot meer natuurlijke systemen. Er kan sprake zijn van een hysteresis-effect: het pad van natuurlijk naar gereguleerd kan anders zijn dan van gereguleerd terug naar natuurlijk. Bij herstel van meanders is wel gekeken naar hydrologische en morfologische effecten (o.a. zandtransport), maar slechts zeer beperkt naar de effecten op de waterkwaliteit.

3.2 Stuwen en sluizen

3.2.1 Beschrijving van de ingreep

Kanalisatie en normalisatie van waterlopen zijn in verreweg de meeste gevallen uitgevoerd voor het reguleren van de afvoer. Dat maakt het noodzakelijk dat er allerlei aanvullende ingrepen nodig zijn waaronder het aanleggen van stuwen en sluizen. Door de versnelde afvoer bestaat het gevaar op watertekort in perioden met weinig aanvoer. Stuwen houden water vast in droge periodes en tevens kunnen hiermee de peilen in grond- en oppervlaktewater geregeld worden. Sluizen hebben dezelfde functie als stuwen, maar zijn door middel van beweegbare deuren passeerbaar voor scheepvaart.

3.2.2 Belang van de ingreep

Stuwen komen voor in heel Nederland, het meest in stromende wateren, in het vrij afwaterende deel van NL. Het betreft voornamelijk de watertypen beken en (kleine) rivieren. Naar schatting slechts ongeveer 4% van de beken heeft nog min of meer de oorspronkelijke vorm (MNP Natuur Compendium). Alle anderen zijn in meer of mindere mate gereguleerd en voorzien van stuwen.

3.2.3 Effect op emissies

De aanwezigheid van stuwen en sluizen in het oppervlaktewatersysteem heeft geen direct effect op de emissies van nutriënten uit de aangrenzende percelen of puntbronnen. Wel kan de verandering in de afvoer en afvoerdynamiek leiden tot verandering van de grondwaterstanden en -stroming. Dit zal effect hebben op de diffuse uitspoeling (zie Annex Grondwaterstand en nutriëntenuitspoeling). Dit hangt samen met transportprocessen in de bodem en effect van grondwaterstanden op processen (o.a. mineralisatie van bodems).

Rozemeijer en Griffioen (2004) beschrijven de effecten van waterconservering, door het plaatsen van stuwen, op de waterkwaliteit in Noord-Brabant en Limburg. De conclusie is dat de effecten zeer beperkt zijn maar mogelijk kunnen leiden tot een verhoogde uitspoeling van nutriënten.

3.2.4 Effect op verblijftijd

Door plaatsing van stuwen tegen het droogvallen in de zomerperiode zal in sommige situaties de verblijftijd groter worden. Daarbij kunnen zelfs volledig stilstaande stuwpannen ontstaan (zie Annex 1, Figuur 6.). Dit zal er toe leiden dat de retentie van nutriënten in het oppervlaktewater toeneemt in de zomerperiode en dat het belang van lokale processen (zuurstof, pH, temperatuur) toeneemt.

Maar aangezien de grote vrachten aan nutriënten in perioden met hoge afvoer plaatsvinden, zal het bovengenoemde effect op de totale balans gering zijn.

3.2.5 Effect op processen

In gestuwde panden zal tijdens perioden van lage afvoer de verblijftijd sterk vergroot worden, tot zelfs volledig stilstaand water. Dit vergroot (in theorie) het belang van omzettingsprocessen. Echter in dergelijke trajecten ontstaat veelal een eutrofe situatie met dominantie van algen en flap, anaërobie van het sediment en het verdwijnen van de natuurlijke ondergedoken vegetatie. Dit vermindert het vermogen tot vastlegging van nutriënten of kan zelfs leiden tot een verhoogde afgifte van P uit het sediment.

3.2.6 Conclusies

Nutriënten

Door vergroting van de verblijftijd en toename van sedimentatie in gestuwde beek- en riviertrajecten kunnen nutriëntenconcentraties lager zijn dan in meer natuurlijke systemen. Dit beperkt zich echter tot perioden met lage afvoer.

Zuurstof

Effect op zuurstofhuishouding hangt sterk samen met veranderde nutriëntengehalten, dat zich uit in eutrofiëringseffecten. De zuurstofdynamiek zal veranderen (hoger overdag en lager 's nachts) waarbij het risico op overschrijding van de zuurstofnorm wordt vergroot. Dit komt vooral voor in gestuwde panden van beken en kleine rivieren. Door sedimentatie van organisch materiaal in dergelijke trajecten kan een zuurstofvragende sedimentlaag ontstaan.

Door turbulentie benedenstrooms van stuwen en sluizen vindt extra herbeluchting en daarmee verhoging van het zuurstofgehalte plaats.

Temperatuur

Er zijn weinig effecten van normalisatie/kanalisatie op de watertemperatuur te verwachten. Enig verhoging van temperatuur kan optreden in langzaam-stromende of stilstaande gestuwde beekpanden.

Chloride

Chloride wordt alleen beïnvloed door emissies en niet door processen in het oppervlaktewater. Er zal dan ook nauwelijks effect op het zoutgehalte zijn.

Verzuringstoestand

Er is nauwelijks direct effect van deze hydromorfologische ingrepen op de pH. Maar net als bij zuurstof hangt de zuurgraad samen met eutrofiering. Bij sterke primaire productie (algengroei en waterplanten) stijgt de pH; in hypertrofe omstandigheden kan dit oplopen tot pH 9.

Doorzicht

In gestuwde panden van beken en rivieren zijn er twee mechanismen die het doorzicht beïnvloeden. Enerzijds zal door toename van algengroei het doorzicht afnemen. Maar anderzijds door sedimentatie van zwevende deeltjes zal het doorzicht juist toenemen. Het netto effect van bij de mechanismen is op voorhand niet aan te geven en hangt sterk af van de nutriëntenaanvoer, gebiedskenmerken en lokale condities.

3.2.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn het verwijderen van stuwen en sluizen. Dit kan echter alleen in combinatie met andere waterconserverende maatregelen (het aanleggen van natuurlijker lengte- en dwarsprofiel, om versnelde afvoer en watertekorten tegen te gaan). Zie paragraaf 3.1.

3.2.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Een globale kwantificering van specifieke processen is mogelijk. De orde grootte van effect op verblijftijden en retentie is aan te geven. Sedimentatie in gestuwde panden en zandvangen is op verschillende plaatsen gekwantificeerd. Maar net als bij kanalisatie/normalisatie het is lastig om de effecten van stuwen op het niveau van een waterlichaam aan te geven.

3.2.9 Stand van zaken kennis

De mechanismen die optreden door de het plaatsen van stuwen zijn redelijk goed bekend en beschreven.

Kennis over herstel van gereguleerde stromende wateren na het verwijderen van stuwen is beperkt. Het richt zich veelal op de hydrologische en hydraulische aspecten en minder op de effecten op de waterkwaliteit.

3.3 Oeververdediging/waterbodemplverdediging

3.3.1 Beschrijving van de ingreep.

Oever- en waterbodemplverdediging is het kunstmatig versterken van oevers en waterbodempls door middel van damwanden, stortstenen, houten beschoeiingen, etc. Vastlegging van het profiel wordt gedaan ter voorkoming van uitschuring van profiel bij hoge stroomsnelheden (pickafvoeren).

3.3.2 Belang van de ingreep

Deze ingrepen hangen nauw samen met het kanaliseren/normaliseren van waterlopen en komen ook overal in Nederland op grote schaal voor. In feite zijn het verzachtende maatregelen voor de effecten van regulering (versnelde afvoeren). Maar ook in meren en plassen, die gevoelig zijn voor oevertaantasting door golfwerking zijn vaak harde materialen voor oeververdediging aangebracht.

3.3.3 Effect op emissies

Er zijn nauwelijks effecten van deze ingrepen op de emissies van nutriënten en chloride. Het is denkbaar dat door toepassing van bepaalde verhardingsmaterialen de verdediging zelf een bron wordt van verontreiniging. Dit betreft dan meestal andere soorten (micro)verontreinigingen.

3.3.4 Effect op verblijftijd

Er is een beperkt effect van oever- en waterbodemplverdediging op de verblijftijd. De ontwikkeling van overplanten en ondergedoken vegetatie wordt door toepassing van harde materialen belemmerd. Het profiel heeft weinig weerstand en het water zal snel afgevoerd worden. De versnelling van de afvoer bedraagt naar schatting 10-20% ten opzichte van een situatie met een natuurlijke oever- en bodemplvegetatie.

3.3.5 Effect op processen

Door de vermindering of zelfs het ontbreken van een natuurlijke oever- en bodemplvegetatie worden de processen die samenhangen met de vegetatie ook belemmerd. Dit kan leiden tot minder retentie van nutriënten (zie ook Annex 3).

3.3.6 Conclusies

Nutriënten

Door afname van vegetatie kan de retentie van nutriënten verminderen (zie ook 3.1.6).

Zuurstof

Effect op zuurstofhuishouding hangt sterk samen met veranderde nutriëntengehalten, dat zich uit in eutrofiëringeffecten en de achteruitgang van waterplanten.

Temperatuur

Er is nauwelijks effect op temperatuur te verwachten.

Chloride

Chloride wordt alleen beïnvloed door emissies en niet door processen in het oppervlaktewater. Er zal dan ook nauwelijks effect op het zoutgehalte zijn, tenzij er sprake is van uitloging van zouten uit oeververdedigingsmaterialen.

Verzuringstoestand

Er is nauwelijks effect op de pH te verwachten.

Doorzicht

Er is nauwelijks effect op doorzicht te verwachten.

3.3.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn het verwijderen van de harde oevers en bodemmaterialen en aanleggen van een natuurvriendelijke oever.

3.3.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

De orde grootte van effect van verlies aan retentie door kortere verblijftijden enerzijds en afwezigheid van vegetatie anderzijds is aan te geven.

3.3.9 Stand van zaken kennis

Evenals voor de vorige cluster (zie 3.1 en 3.2) is van afzonderlijke processen redelijk veel kennis beschikbaar. Ook is voldoende beschreven wat de effecten zijn van harde oevers en waterbodems op het voorkomen van waterplanten.

In diverse projecten is het herstel van oevergemeenschappen na aanleg van een natuurvriendelijke oever en/of een natuurlijker profiel gemonitord. Echter dit betreft veelal een kwalitatieve beschrijving.

3.4 Aantasting natuurlijke inundatiezones

3.4.1 Beschrijving van de ingreep

Door het vastleggen van waterlichamen binnen bepaalde grenzen (dijken, harde oevers) en door het handhaven van vaste peilen zullen aangrenzende gebieden niet meer of slechts beperkt overstroomd worden. De natuurlijke inundatiezones worden losgekoppeld van de hoofdstroom of het meer.

3.4.2 Belang van de ingreep

Het verlies van inundatiezones hangt nauw samen met normalisatie en kanalisatie. Het voorkomen ervan is daaraan gekoppeld. Het betreft voornamelijk beken en kleine rivieren. Voorts is dit van toepassing op de (grote) rivieren; door vastlegging van een zomerbed overstroomden uiterwaarden veel minder dan in natuurlijke omstandigheden. Klijn (2000) schat dat het areaal aan uiterwaarden langs de rijntakken, dat beschikbaar is bij hoge waterstanden, is afgenomen van 85.000 hectare tot ca. 30.000 hectare.

Voor meren geldt, dat door handhaving van vaste peilen de oevergrenzen min of meer stabiel zijn en dat ook daar inundaties nauwelijks meer optreden. Geografisch gezien komt deze ingreep over heel Nederland voor.

3.4.3 Effect op emissies

Aantasting van overstromingszones en uiterwaarden hebben beperkt effect op de emissies van nutriënten uit de aangrenzende percelen of puntbronnen. Door het versneld afvoeren van water, kunnen grondwaterstanden en -stromingen veranderen, dat mogelijk effect heeft op de diffuse uitspoeling (zie Annex Grondwaterstand en nutriëntenuitspoeling).

Voorts kunnen inundatiezones een buffer vormen tussen diffuse bronnen en het waterlichaam. Aantasting hiervan heeft mogelijk consequenties voor de grootte van diffuse emissies.

3.4.4 Effect op verblijftijd

Het afwezig zijn van inundatiegebieden langs een rivier of een meer heeft grote consequenties voor de hydrologie. De afvoer wordt veel minder gelijkmatig, omdat pieken niet meer worden afgevlakt en water niet meer wordt geborgen in de inundatiezones. Afhankelijk van de omvang van de oorspronkelijke natuurlijke overstromingsgebieden, zal bij afsluiting de verblijftijd sterk bekort worden.

3.4.5 Effect op processen

Veel onderzoek toont aan dat wetlands, uiterwaarden en overstromingsgebieden een grote invloed hebben op de waterkwaliteit (o.a. Van der Lee, 2004; Andersen, 2004; Forshay, 2005; Johnston, 2001). De omstandigheden voor stikstofverwijdering door denitrificatie zijn gunstig door o.a. aanwezigheid van veel organische stof, relatief

hoge temperaturen en de aanvoer van nitraat. Doordat de overstromingsgebieden veelal relatief ondiep zijn en langzaam stromen vindt er veel sedimentatie plaats en daarmee verwijdering van particulier fosfaat. Verschillende onderzoekers rapporteren een verwijdering van 50-150 kg N/ha/jaar (voornamelijk denitrificatie) in overstromingsgebieden (Olde Venterink, 2003; Craft, 2000).

3.4.6 Conclusies

Nutriënten

Aantasting van inundatiezones verkort de verblijftijden in belangrijke mate en verhoogt de stroomsnelheden in de hoofdstroom. Denitrificatie en sedimentatie van deeltjes nemen sterk af. Hierdoor kunnen concentraties N en P in stromende wateren een factor 1.5 tot 3 maal zo hoog zijn als in situaties met min of meer natuurlijke inundaties.

Zuurstof

Effect op zuurstofhuishouding hangt sterk samen met veranderde nutriëntengehalten, dat zich uit in eutrofiëringseffecten. Echter wat betreft zuurstof bestaat een tegengesteld effect. Enerzijds zijn inundatiezones een belangrijke sink voor nutriënten, maar aan de andere kant zijn ze ondiep en langzaamstromend of stilstaand. Dit verhoogt de kans op verstoring van de zuurstofhuishouding en onderschijding van de zuurstofnorm. Weliswaar is het effect van reoeratie groter in ondiepe systemen, maar dit compenseert de zuurstofvraag in warme, eutrofe systemen slechts ten dele.

Temperatuur

Er zijn weinig effecten van aantasting van inundatiezones op de watertemperatuur te verwachten in het beek- of riviersysteem als geheel. Lokaal kunnen temperatuurschommelingen optreden in ondiep water in inundatiezones.

Chloride

Chloride wordt alleen beïnvloed door emissies en niet door processen in het oppervlaktewater. Er zal dan ook nauwelijks effect op het zoutgehalte zijn.

Verzuringstoestand

Er is nauwelijks direct effect van aantasting van inundatiezones op de pH. Maar net als bij zuurstof hangt de zuurgraad samen met eutrofiëring. Bij sterke primaire productie (algengroei en waterplanten) stijgt de pH; in hypertrofe omstandigheden kan dit oplopen tot pH 9.

Doorzicht

Door afwezigheid van langzaamstromende of stilstaande inundatiezones zullen veel minder zwevende deeltjes bezinken. Door hogere stroomsnelheden als gevolg van versnelde afvoer bestaat het risico op extra resuspensie en daarmee achteruitgang van het doorzicht.

3.4.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Net als normalisatie/kanalisatie is de aantasting van natuurlijke inundatiezones in principe omkeerbaar. Door ruimte te geven aan meestromende beekdalen en uiterwaarden kan de zelfreinigende werking hersteld worden. Dat moet wel gecombineerd worden met reductie van nutriëntenemissies, om eutrofiëringverschijnselen in de inundatiezones zelf tegen te gaan.

Echter nog meer dan het herstellen van beek- en rivierprofielen vragen deze maatregelen veel ruimte, en dit zal ten koste gaan van andere functies. Combinatie met een natuurfunctie is een goede optie en wordt ook onderzocht. Wel bestaat het risico dat relatief vervuild oppervlaktewater in een natuurontwikkelingsgebied wordt ingelaten (Visser, 2003).

Andersom is het gevaar aanwezig dat door het overstromen van voormalige landbouwpercelen extra uitspoeling van nutriënten en ander verontreinigingen naar het oppervlaktewater plaatsvindt (Lamers, 2005).

3.4.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Het verlies aan retentie van nutriënten door aantasting van de inundatiezones is in beginsel te kwantificeren. Sedimentatiefluxen en denitrificatiesnelheden zijn op veel locaties vastgesteld, zij het dat er een grote spreiding in de resultaten te zien is.

Het oppervlak potentieel overstromingsgebied en de overstromingsfrequentie zijn daarbij belangrijke sturende factoren.

3.4.9 Stand van zaken kennis

Er is voldoende inzicht in de optredende mechanismen en nutriënten omzettingen in 'wetlands' en 'floodplains'. Zowel natuurlijke als geconstrueerde wetlands zijn op grote schaal onderzocht en er is redelijke consensus over de potentie van dergelijke systemen voor nutriënten verwijdering.

Daarentegen is er weinig inzicht in de optredende mechanismen bij het herstel van natuurlijke overstromingsgebieden langs beken en rivieren. Zeker als die gebieden lange tijd een ander functie hebben gehad, veelal landbouw.

3.5 Grondwaterstandverlaging/inpoldering

3.5.1 Beschrijving van de ingreep

In het verleden is het grondwaterpeil in veel gebieden kunstmatig verlaagd ten behoeve van de landbouw, maar ook voor het inpolderen van land.

Inpolderen is het omgeven van een gebied dat lager ligt dan het omringende water met dijken waarbinnen de waterstand wordt geregeld. Het inpolderen van open water (meer, plas) wordt een droogmakerij genoemd. Indijken is het inpolderen van (getijden)gebieden langs kust of rivier (uiterwaarden). Ontpolderen is het weer teruggeven van een polder aan de zee of een rivier waardoor de getijdeninvloed terugkeert en landbouw niet meer mogelijk is.

3.5.2 Belang van de ingreep

Verlaging van de grondwaterstand heeft in veel gebieden van laag Nederland plaatsgevonden. Inpolderen heeft in grote delen van Nederland plaatsgevonden vanaf de 16^e eeuw. Purmer, Schermer en Beemster, Haarlemmermeer en meest recent de polders in het IJsselmeer zijn bekende voorbeelden, maar voorbeelden zijn in bijna geheel Nederland te vinden.

Polders zijn gevormd om land te winnen en in gebruik te nemen voor de landbouw, industrie of woningbouw vandaar ook het regelen van de waterstand. Voor het regelen van de grondwaterstand wordt een dicht netwerk van drains, greppels en sloten aangelegd. Al deze activiteiten hebben tot gevolg dat veel water wordt uitgemalen in perioden van neerslag overschot, of in laaggelegen polders met veel kwel.

3.5.3 Effect op emissies

Door ontwatering worden polders in gebruik genomen voor landbouwkundige doeleinden. Dit betekent bemesting en uitspoeling van nutriënten. De grootte hiervan is sterk afhankelijk van het grondgebruik, het bodemtype en de grondwaterstand.

Emissies worden in sterke mate beïnvloed door het verlagen van de grondwaterstand en/of het inpolderen. Metingen en modelberekeningen laten zien dat het effect van grondwaterstand verschillend is voor enerzijds N en P en anderzijds voor minerale bodems en veenbodems (zie o.a. Hendriks et al., 2007). Als algemeen mechanisme geldt, dat een lage grondwaterstand (en dus oxidatie van de bodem) de mineralisatie van organische stof in de bodem stimuleert, waardoor nutriënten worden vrijgemaakt die uit kunnen spoelen naar het oppervlaktewater. Dit speelt zeker in veengronden, maar de vrijgekomen nutriënten worden grotendeels vastgelegd of opgenomen. Daarnaast neemt de denitrificatie-capaciteit van de bodem af en stijgen de nitraatconcentraties. Daar staat tegenover, dat door oxidatie van de bodem de bindingscapaciteit voor P toeneemt, en dus minder zal uitspoelen.

Niet alleen de concentraties in het uitspoelende grondwater veranderen, maar ook de hoeveelheid uittredend grondwater als gevolg van de bemaling. Dit kan leiden tot grote vrachten naar het oppervlaktewater. Niet zelden moet in droge perioden water

worden ingelaten van buiten het gebied. Dit gebiedsvreemde water bevat doorgaans hogere concentraties opgeloste stoffen dan het gebiedseigen water.

Daarnaast neemt in veel gevallen de kwelstroom naar het oppervlaktewater toe, als gevolg van de manipulatie van de grondwaterstand. Wanneer dit fosfaatrijke, ammoniumrijke en/of zoute kwel betreft, leidt dit tot een verdere eutrofiering of verzilting van het oppervlaktewater. TNO heeft een onderzoek gedaan naar het voorkomen van P-rijk grondwater (Rozemeijer et al., 2005). Daarvoor is Nederland opgedeeld in 15 regio's op basis van fysisch-geografische kenmerken. Per regio is op basis van een groot aantal metingen in het grondwater, de mediaan van de fosfaatconcentratie berekend (zie Tabel 3.1)

Vergeleken met de MTR-waarde van 0.15 mgP/l vertonen de regio's Holland en Zuidwestelijke kustvlakte hoge concentraties fosfaat in het kwelwater. De potentiële bijdrage van kwel aan de P-belasting van het oppervlaktewater is in deze regio's dus groot. De werkelijke belasting hangt af van de instantane vastlegging van P bij uitreding van het kwelwater.

Het voorkomen van P-rijke kwel (Zeeland, Hollands en noordelijk kustgebied) vertoont duidelijke samenhang met de geografische verdeling van diepe polders in Nederland en de kans op zoute kwel (zie Figuur 3.1).

Tabel 3.1. Mediane waarde van fosfaatconcentratie in regionaal kwelwater (in mg P/l).

REGIO	PO ₄ -grondwater (mgP/l)
Holland	1.76
Zuidwestelijke kustvlakte	0.95
Wadden	0.51
Noordelijke kustvlakte	0.34
Rivierengebied	0.26
IJsseldal	0.24
Flevopolders	0.20
Noordelijk zandgebied	0.18
Oost-Nederland	0.18
Centrale Slenk	0.17
Peelhorst	0.15
Zuidwest Brabant	0.08
Utrechts heuvelrug, Veluwe en Vallei	0.06
Maasdal	0.05

Bron: Rozemeijer et al., 2005.

3.5.4 Effect op verblijftijd

Bij polders wordt de verblijftijd geregeld via sloten en gemalen. Aangezien vóór inpolderen het water niet werd afgevoerd en na inpolderen wel wordt de verblijftijd korter en wordt water sneller naar grotere wateren afgevoerd.

3.5.5 Effect op processen

Verlaging van de grond- en oppervlaktewaterwaterstand heeft op zichzelf niet veel effect op omzettingsprocessen in het oppervlaktewater. Maar voor het strikte beheer van peilen en afvoeren is het noodzakelijk dat waterlopen (greppels, sloten, tochten,

etc.) veel worden onderhouden. Als bijkomend effect verstoren onderhoudsmaatregelen als maaien en baggeren het natuurlijk functioneren van het aquatisch ecosysteem, waardoor processen worden beïnvloed. Verstoring leidt tot afname van de nutriëntenverwijdering via plantopname en denitrificatie. Maar daar staat tegenover, dat door baggeren de sedimentatiecapaciteit van sloten gestimuleerd kan worden. Bij het handhaven van een vast (laag) peil verdwijnt de dynamiek in het systeem waardoor processen zullen veranderen. Zo wordt de verwijdering van stikstof via nitrificatie en denitrificatie gestimuleerd door een afwisseling van droge en natte omstandigheden.

3.5.6 Conclusies

Nutriënten

De overgang van een meer natuurlijk systeem naar landbouwkundige toepassing zal inhouden dat hogere stikstofconcentraties zullen worden gevonden in grond- en oppervlaktewater rondom de polder, en mogelijk lagere fosforconcentraties. In welke mate, is sterk afhankelijk van lokale condities.

Het aantrekken van fosfaatrijke kwel door verlaging van grondwaterstanden is een reëel gevaar.

Zuurstof

Zuurstof hangt samen met eutrofiering. Maar anders dan in grote stilstaande wateren (meren en plassen) zullen effecten van een grotere primaire productie op de zuurstofhuishouding beperkt zijn zolang sprake is van een dominantie van ondergedoken waterplanten. In erg eutrofe situaties met algendominantie zijn de nadelige effecten wel groot.

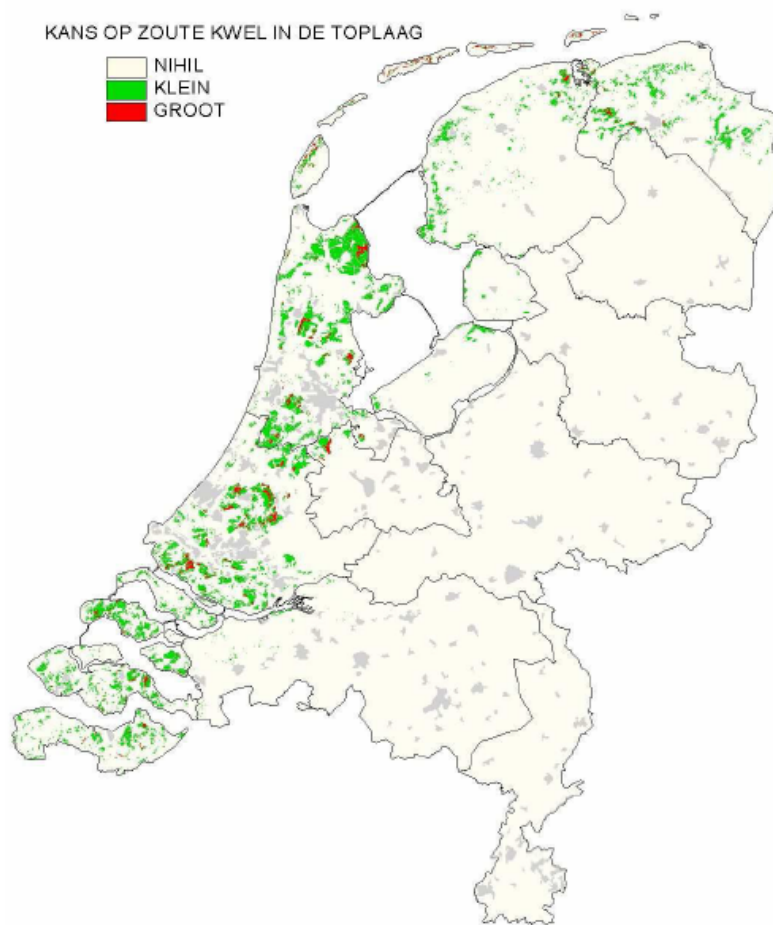
Temperatuur

Oppervlaktewater in poldersystemen is vaak ondiep en daarmee zullen makkelijk temperatuurschommelingen optreden. Bij het handhaven van lage peilen kunnen in kleine sloten en greppels zomertemperaturen van 25 °C of hoger voorkomen.

Chloride

Aangezien polders laag liggen en voor landbouw diep ontwaterd worden kan verzilting optreden. Hoe dieper ontwaterd, hoe groter de verzilting (Stuyt et al., 2006). Een voorbeeld is de polder Groot-Mijdrecht. Daar worden chloride-concentraties in het oppervlaktewater gemeten tot 1500 mg/l.

Onderzoek op basis van bodemkenmerken toont aan dat risico op verzilting vooral een rol speelt in de provincies Zeeland, Zuid- en Noord-Holland, Friesland en Groningen (Jansen, 2005). In Figuur 3.1 is het risico op het voorkomen van zoute kwel in Nederland weergegeven.



Figuur 3.1. Kans op zoute kwel in de bovengrond op basis van bodem- en gebiedskenmerken (Jansen et al. 2006).

Verzuringstoestand

Ook de zuurgraad hangt samen met eutrofiëringverschijnselen. In hypertrofe omstandigheden kan dit oplopen tot pH 9.

Doorzicht

Effect op doorzicht is niet zozeer van toepassing. In geval verhoging van nutriëntenconcentraties leidt tot algendominantie dan zal het doorzicht verminderen.

3.5.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Het opzetten van oppervlaktewater- en grondwaterpeilen is een mitigerende maatregel. Ook het afstemmen van de peilen op het neerslagoverschot (hoger in de winter, lager in de zomer) leidt tot een meer natuurlijke situatie. Dit kan bereikt worden door het minder snel afvoeren van gebiedseigen water en het verminderen van de intensieve ontwatering. Het gaat echter ten koste van het landbouwkundig en stedelijk gebruik in die gebieden, en zal veelal slechts kunnen plaatsvinden in combinatie met natuurontwikkeling.

Overigens het verhogen van waterpeilen is niet zonder risico. In gebieden die voorheen een (intensief) agrarisch gebruik kenden, kan dit in eerste instantie juist leiden tot een verslechtering van de situatie door een verhoging van de fosfaatuitspoeling (Lamers, 2005).

Het volledig ontpolderen van gebieden is technisch mogelijk en wordt op beperkte schaal toegepast. Echter bij verschillende ontpolderingsprojecten ontstaan voornamelijk maatschappelijke weerstanden (Friesland, Zeeland).

3.5.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Met behulp van het model ANIMO en grondwaterstromingsmodellen worden berekeningen uitgevoerd om het effect van grondwaterstanden op nutriëntenuitspoeling te kwantificeren (rapportage eind 2006). De resultaten zijn weliswaar niet helemaal consistent, maar naar verwachting kunnen hieruit eenvoudige vuistregels voor verschillende regio's (klei, zand, veen) worden afgeleid.

Er zijn slechts beperkt data van veldonderzoek beschikbaar en er is een grote variabiliteit tussen de verschillende onderzoeksgebieden. Voor kwantificering van de effecten in specifieke gebieden zijn regionale grond- en oppervlaktewatermodellen nodig.

3.5.9 Stand van zaken kennis

Er is aanzienlijke kennis van afzonderlijke processen in het bodem-water systeem. Echter het functioneren van kleine (veelal langzaamstromende) wateren zoals sloten en greppels is slechts beperkt onderzocht.

In de periode 2007-2010 is een groot slotenonderzoek gepland met name gericht op effecten van beheer en zelfreinigend vermogen (Wageningen UR en Stowa).

3.6 Bedijking

3.6.1 Beschrijving van de ingreep

Dit cluster is voornamelijk van toepassing op bedijking in zoute en overgangswateren. Onder bedijking wordt verstaan dat een gebied wordt afgesloten van een watersysteem. Voorheen natte gebieden worden drooggemaakt.

3.6.2 Belang van de ingreep

Bedijking al dan niet gevolgd door droogmaling heeft Nederland in grote lijnen vorm gegeven sinds de oudheid, maar komt in het mariene milieu nu nog maar sporadisch voor. Hier en daar zijn er initiatieven tot het omgekeerde: ontpoldering (uitpoldering), waarbij een bestaande dijk (deels) wordt verwijderd of geopend om een verbinding tussen het mariene systeem en de polder mogelijk te maken. Hierbij kan nog tussen een zomerpolder en de overige polders onderscheid worden gemaakt: de eerste is door een relatief lage dijk van de zee afgeschermd waardoor bij hoge springvloed toch al overstromingskansen bestonden.

Daarnaast vindt bedijking plaats bij havenuitbreidingen (bijvoorbeeld de Maasvlaktes).

3.6.3 Effect op emissies

Er is enig effect van bedijking op emissies, in die zin dat bedijking ook regulering van de waterstromen impliceert. Diffuus afstromend water wordt na bedijking via sluisjes/sluisen of gemalen afgevoerd. In eerste instantie zal de hoeveelheid daardoor niet veranderen, maar wel de locatie, evenals de tijdstippen waarop afgewaterd wordt. De nutriëntenafvoer kan daardoor ook beïnvloed worden, omdat het gespuide water een andere route gevolgd, of andere verblijftijden ondergaan heeft. Of dat meer of minder nutriënten betreft, hangt af van het doorlopen traject.

3.6.4 Effect op verblijftijd

Door bedijking wordt het overstroombare oppervlak van een systeem verkleind. Voor getijdengebieden kan dat gevolgen hebben, omdat er een direct verband bestaat tussen het getijdenvolume en de natte doorsnee van de zeegaten. Bedijking heeft dan invloed op het getijdenvolume bij dié situaties waarbij onder oorspronkelijke omstandigheden het bedijkte gebied overstroomd zou zijn. In die gevallen is het getijdenvolume na bedijking kleiner geworden, zonder dat de natte doorsnee van de getijdengeulen (=zeegaten) veranderd is. Het gevolg is een vergroting van de getijdenamplitude: een hogere waterstand bij hoog water. De effectieve verblijftijd voor die situaties (hoge waterstand) wordt hierbij korter. De grootte van de invloed hangt af van het relatieve aandeel van het bedijkte gebied op het totale oppervlak van het systeem.

3.6.5 Effect op processen

Onder strikt natuurlijke situaties treden kwelders/schorren de meeste tijd op als bezinkingsgebieden van anorganisch en organisch materiaal. Plantengroei zorgt voor retentie van het vaste materiaal en omzetting van nutriënten in organische stof. In het najaar vindt afbraak van gevormd materiaal plaats, en vrijkomende nutriënten zullen (deels) afstromen naar open water. Tijdens extreme gevallen (stormen) zijn de import- en exportprocessen erg belangrijk, en wordt het jaarlijkse netto-transport voor het grootste deel bepaald. De ligging en aard van de kwelders/schorren bepalen mede of er sprake is van een netto import dan wel export.

Bedijking van kwelders/schorren houdt in dat de cyclus van overstromingen → bezinking vast materiaal → omzettingen → nutriëntenafgifte voor het bedijkte areaal wordt stopgezet. Het resterende deel kwelder/schor ondergaat een gemiddeld hogere waterstand. Bij geen of een geringe overstroming verandert er niet of nauwelijks iets, maar extremen zullen belangrijker worden, wat leidt tot een gemiddeld hogere waterstand en meer intensieve golfinvloed. De bezinkingsprocessen zullen minder efficiënt verlopen in het resterende kwelder/schorrenareaal (Janssen-Stelder, 2000). De bezinking van materiaal zal in zijn totaal dus teruglopen, en de afgifte van nutriënten bij hernieuwde overstroming zal dan door de minder intensieve processen én het verminderde oppervlak waarover afgifte kan plaats vinden óók minder sterk zijn. Door de bedijking wordt dus niet alleen een oppervlakte afgesloten van het open systeem, maar tevens wordt het exportaandeel in de processen voor het resterende deel van (iets) groter belang.

Sedimentatie in kweldergebieden is tevens een opslagproces van nutriënten en koolstof. Een sedimentatiesnelheid van 5 mm a^{-1} (een niet te hoge waarde) resulteert in $5 \text{ à } 10 \text{ kg m}^{-2}$ droog materiaal, waarvan 5-10% organisch van aard kan zijn. De opslagsnelheid bedraagt daarmee $100\text{-}400 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, $1.5\text{-}6 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en $15\text{-}60 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Deze laatste waarden hebben een ruime marge afhankelijk het werkelijke aandeel organisch materiaal, maar zijn hoog vergeleken bij andere natuurlijke koolstof- en nutriëntenputten. Bedijking verhindert deze opslag in het bedijkte deel.

Kwelders/schorren hebben ook betekenis voor denitrificatie. Kaplan et al. (1979) geven als waarden voor denitrificatie $13 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ voor de Great Sippewissett Marsh (New England), waarbij hooggelegen locaties relatief lage denitrificatiesnelheden lieten zien, en laaggelegen kwelders hoge waarden. Koch et al. (1992) gaven waarden van $0.5\text{-}12 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ voor een kwelder in zuidwest Engeland. Deze waarden zijn beduidend lager dan de opslaghoeveelheden. Het houdt in dat de stikstofvastlegging vooral opslag betreft, en in wat mindere mate via denitrificatie verloopt.

De processen zijn evenwel lokaal: de bijdrage van kwelderprocessen aan de Waddenzee of de Zeeuwse wateren is relatief gering; een gevolg van het geringe oppervlaktaandeel.

3.6.6 Conclusies

Nutriënten

In het overgebleven niet-bedijkte deel wordt de retentie van nutriënten als organisch materiaal minder door kleiner overstroomd oppervlak; ook de afgifte van nutriënten in perioden van mineralisatie wordt minder.

Waterstromen veranderen vooral bij afvoer van overtollig water en de nutriëntenconcentraties zullen (sterk) stijgen ten opzichte van de mariene situatie.

Zuurstof

In het overgebleven niet-bedijkte deel zullen niet veel verschillen te verwachten zijn.

In het binnendijkse deel zal de dag-nacht variatie groter worden (water vaak meer stilstaand, mogelijk hogere nutriëntenconcentraties).

Temperatuur

Net als bij zuurstof zullen in het overgebleven niet-bedijkte deel niet veel verschillen te verwachten zijn en zal in het binnendijkse deel de dag-nacht variatie groter worden (water vaak meer stilstaand).

Chloride

Het binnendijkse deel zal verzoeten, terwijl in het overgebleven niet-bedijkte deel er niet veel verschillen te verwachten zijn.

Verzuringstoestand

Overgebleven niet-bedijkte deel: er zijn niet veel verschillen te verwachten. pH-waarden tussen 7.6 en 8.4.

In het binnendijkse deel is een vergroot risico op eutrofiëringverschijnselen, doordat het water verzoet, de nutriëntenconcentraties mogelijk hoger zijn en meer stilstaand water. Dit kan leiden tot een hogere zuurgraad in zomer, tot pH 9, afhankelijk van omstandigheden.

Doorzicht

In het overgebleven niet-bedijkte deel kan doorzicht wellicht iets afnemen als de bezinkingsmogelijkheden van slib sterk teruglopen. Maar door afname van resuspensie kan ook het omgekeerde het geval zijn. Het uiteindelijke effect op doorzicht zal gering zijn.

Ook in het binnendijkse deel kunnen tegengestelde effecten optreden. Enerzijds zal door hogere algengroei het doorzicht in zomer lager zijn, en anderzijds door (goedgevoelde) afwezigheid van golfwerking zal er geen sterke opwerveling meer zijn. Het netto effect is niet op voorhand duidelijk.

3.6.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

In praktijk zijn de ingrepen niet omkeerbaar. Eenmaal bedijkt gebied wordt nauwelijks meer ontpolderd. Er loopt een ontpolderingsexperiment ('Friesland buitendijks') maar dat betreft een zomerpolder aan de Friese waddenkust. Er worden daar overigens geen nutriëntmetingen verricht. Ontpoldering van binnendijks land is weliswaar onderdeel van discussie, maar in de praktijk stuit dat op grote weerstand.

Mitigerende maatregelen zijn in wezen niet mogelijk: toevoeging van nieuw kwelder-areaal is geen of nauwelijks een optie.

3.6.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Kwantificering van effecten van (gedeeltelijk) indijken van kwelders & schorren is globaal mogelijk

3.7 Zeekerende dammen

3.7.1 Beschrijving van de ingreep

Zeekerende dammen sluiten een waterlichaam af van de open zee.

Voorbeelden van dammen zijn de Afsluitdijk en de Lauwersmeerdijk. De Grevelingen is een voorbeeld van een gebied waar zowel aan de zeezijde als aan de zoetwaterzijde een dam aangelegd is.

Barrières bemoeilijken de uitwisseling van water tussen het waterlichaam en de open zee. Dit heeft andere consequenties voor de fysisch-chemische toestand van de wateren dan dammen. Daarom worden barrières apart beschreven (zie paragraaf 3.8).

3.7.2 Belang van de ingreep

Zeekerende dammen zijn zeer ingrijpend voor het afgesloten waterlichaam: vrijwel alle processen worden beïnvloed. Een voorheen marien of brakwater-systeem verzoet (afhankelijk van de situatie), de doorstroming vermindert, de verticale menging vermindert.

3.7.3 Effect op emissies

Dammen aan de zeezijde kunnen invloed hebben op emissies naar het systeem omdat ze gebruikt (kunnen) worden om de waterstand te reguleren. Kwel naar of vanuit het watersysteem wordt daardoor (enigszins) beïnvloed.

3.7.4 Effect op verblijftijd

Dammen hebben vaak een (zeer) grote invloed op de verblijftijd in het systeem. In zeegaten en estuaria zijn verblijftijden van dagen tot weken normaal; in afgedamde situaties kunnen deze tot vele maanden oplopen. De verblijftijd ná afdamming wordt vrijwel geheel bepaald door de zoetwaterinstroom, en het getijdenefect is tot (vrijwel) 0 gereduceerd. In een systeem als de Waddenzee is het getijdenefect op de verblijftijd gemiddeld ongeveer 10-20 maal zo groot als dat van de zoetwaterinstroom via de spuiscuizen in de Afsluitdijk.

De verblijftijd in het IJsselmeer bedraagt vele maanden (110 dagen bij gemiddelde afvoer, 1 à 2 maand bij topafvoer, en bij lage afvoer is er nauwelijks verversing¹. Eenzelfde effect is opgetreden bij onder meer de Grevelingen en het Lauwersmeer.

3.7.5 Effect op processen

Alle processen die betrekking hebben op langere verblijftijden spelen een rol. Belangrijk zijn vooral de biochemische omzettingen in de waterfase, en de fysische processen als bezinking. Een algemene regel is dat naarmate de verblijftijd groter wordt, het systeem meer autonoom wordt, en de invloeden van buitenaf minder

¹ Gebaseerd op $Q_{uit} = 480 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} = 41 \text{ miljoen m}^3 \text{ dag}^{-1}$; als gemiddelde afvoer bij Afsluitdijk. Met een IJsselmeer-volume = $4.5 \text{ m} \times 1.1 \times 10^9 \text{ m}^2 = 50 \text{ miljard m}^3$ volgt dat de verblijftijd $\tau = 120$ dagen. Hoge afvoer zijn ongeveer 2-3* zo hoog ($\tau = 60-100$ dagen). Bij extreem hoge afvoer is Q tot $2500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\tau = 20$ dagen) en bij lage afvoer nadert dat 0.

belangrijk worden. Primaire en secundaire productie wordt steeds minder bepaald door respectievelijk de hoeveelheid aangevoerde nutriënten en de hoeveelheid aangevoerde algen, maar meer en meer door de hoeveelheid nutriënten die in het systeem ter beschikking staan (opgelost of in de bodem) en de primaire productie in het systeem zelf.

Maar ook de karakteristieken van een aantal interne processen zal gaan veranderen na afdamming, omdat het zoute of brakke karakter verdwijnt. Verzoeting betekent een vergroting van adsorptiecapaciteit, verhoging nutriëntgehalten, vermindering van het belang van sulfaat. Betreft het een diep systeem dan neemt de kans op stratificatie toe (het hypolimnion heeft de functie van een sedimentatieval), en dat wordt sterker als er door een beperkte zoetwaterinstroom een zoete bovenlaag ontstaat. Verzoeting houdt daarom in eerste aanleg in dat in diepe systemen een zoutwaterlaag blijft bestaan, waardoor zout-gedreven stratificatie van groot belang wordt; opmenging met het zoete epilimnion vindt amper plaats. Op den duur kan algehele verzoeting optreden (eerst na lange tijd), waarbij alleen temperatuurgedreven stratificatie overblijft. Een grotere kans op gelaagdheid en meer stagnant water betekent ook een grotere kans op drijfslagvormende algen.

In estuaria, die een overgang vormen tussen zoetwater met hoge gehalten aan nutriënt en organisch stof en zoutwater waarin de gehalten (veel) lager zijn, vindt een geringe retentie plaats van fosfaat (nl. dat deel dat in het sediment wordt opgeslagen) en een vaak grotere verwijdering van stikstof, nl. dát deel dat bij oxidatieprocessen als electronacceptor wordt gebruikt. Hierbij wordt N_2 geproduceerd. In estuaria kan het percentage verwijderd stikstof tientallen procenten bedragen, het percentage verwijderd fosfaat is geringer.

Bij afdamming van zo'n systeem treedt door de vergrote verblijftijd een verhoging van nutriëntgehalten op door het niet meer mengen met zeewater (zie ook Annex 1), maar tevens neemt de retentie toe omdat bezinkmogelijkheden en procestijden toenemen. Van Raaphorst & De Jonge (2004) geven 20-40% P-retentie en 30-50% N-retentie in het IJsselmeer, waarbij de lage getallen gelden voor de periode vóór 1980, en de hoge voor de periode ná 1980. In een niet afgedamd estuarium zijn deze waarden lager; Buis geeft voor stikstofreductie in de Westerschelde ongeveer 18-23% (periode 1993-1998) tegen 27-32% in de periode 1980-1985. Buis geeft aan dat het overgrote deel (70%) verdwijnt door pelagiale denitrificatie, waarbij vooral slibvlokken waarin intern zuurstoftekort optreedt van belang zijn. Een rol speelt hierbij wel dat de Westerschelde een hoge organische stofbelasting kent waardoor de pelagische component hier belangrijker zal zijn dan in estuaria met een (veel) lagere organische stofbelasting.

In het geval dat afdamming leidt tot permanente stratificatie treedt het hypolimnion continu op als sedimentatieval; er treedt zuurstofloosheid op, nutriëntconcentraties zijn hoog, stikstof komt als NH_4^+ voor. Het hypolimnion beslaat meestal maar een beperkt deel van het oppervlak; in bijvoorbeeld de Grevelingen betreft dit bijvoorbeeld iets minder dan 5% van het gehele gebied (afhankelijk van bij welke diepte de grens wordt gelegd).

3.7.6 Conclusies

Nutriënten

Er treedt verzoeting op, en de nutriëntgehalten zullen stijgen aangezien de gehalten in het aangevoerde zoet oppervlaktewater sowieso veel hoger zijn dan in zoute wateren. De toename is sterk voor nitraat en silicaat, en beperkt voor fosfaat.

Zuurstof

De dag-nacht- en ook seizoensvariatie in zuurstofgehalte zal stijgen, deels door een geringere uitwisseling met zee, deels door meer algenactiviteit ten gevolge van de hogere nutriëntengehaltes.

Bij stratificatie in diepe delen of putten treedt zuurstofloosheid op in hypolimnion. Pulsgebwijze dalingen van beperkte duur in oppervlaktewater bij plotseling opmengen in nazomer/najaar.

Temperatuur

Bij stratificatie blijft hypolimnion relatief koud (6-10 °C) en kan epilimnion hogere temperaturen aannemen dan voorheen. Dag-nachtvariaties en zomer-wintervariaties zullen toenemen.

Chloride

Het systeem verzoet, maar het hypolimnion en/of diepe putten/delen kunnen lang zout (of zouter dan het epilimnion) blijven. Naast temperatuurstratificatie kan dan ook dichtheidsstratificatie optreden.

Verzuringstoestand

Door grotere algenactiviteit en ontbreken van uitwisseling met zee treden grotere dag-nachtvariaties op, en ook grotere seizoensfluctuaties.

Doorzicht

Door hogere algengroei zal er wat minder doorzicht zijn in de zomer, maar door (goeddeels) afwezigheid van golfwerking en getij is er ook geen sterke opwerveling meer. Hierdoor stijgt doorzicht. Het netto effect is op voorhand niet duidelijk.

3.7.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

De ingrepen zijn in principe omkeerbaar, maar gaan gepaard met relatief aanzienlijke investeringen (relatief ten opzichte van de kosten van de ingreep zelf).

Een optredende zoet-zout stratificatie in diepe afgesloten systemen is langdurig, en daarom niet gemakkelijk tegen te gaan, behalve door een terugkeer naar een zout systeem. Dit vraagt om een goede uitwisseling met de zee, en een ruime opening in de dam. In wezen betekent dit een verandering van het systeem waarbij de dam een barrière wordt.

Enige mitigatie is mogelijk door toch weer uitwisseling met de open zee mogelijk te maken, maar voor de verblijftijd is dat alleen van belang bij een ingreep van voldoende omvang (bijvoorbeeld doorlaatmiddel in Zandkreekdijk van Veerse Meer). Meestal gaat het om biologische aspecten zoals visintrek.

Een ander soort mitigatie zet meer zoden aan de dijk, en dat betreft de doorstroming met zoet water. In een aantal gevallen kan damaanleg niet alleen de uitwisseling met de open zee tot vrijwel nul reduceren, maar óók wordt de doorstroming met zoet water sterk verminderd omdat dat via andere wegen wordt afgevoerd. Daar is dan nog enige speelruimte en kan een ander afvoerregime tot afvlakking van gevolgen leiden.

Welke mitigatie het beste is hangt overigens af van het karakter van het systeem. Een afgesloten systeem dat zoet is geworden kan baat hebben bij sterkere doorstroming (bijv. Volkerak-Zoommeer). Een systeem dat stagnant zout is geworden wordt niet beter van doorstroming met zoet water. Het realiseren van doorlaatvoorzieningen, zodat er weer (beperkt) uitwisseling met zoute getijdewateren mogelijk wordt, is voor veel systemen goed (zie bijvoorbeeld het Veerse Meer, en plannen voor Volkerak-Zoommeer, Grevelingen, Lauwersmeer).

3.7.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

In alle gevallen van damaanleg verandert het watertype, en in feite daarmee ook de nutriëtnormstelling.

De toekomstige nutriëntgehalten kunnen gekwantificeerd worden, waarbij de mate van afsluiting van de zee, én de mate van zoetwaterinstroom variabelen kunnen zijn. Instrumenten daarbij zijn hydrodynamische- en ecosysteemmodellen.

3.7.9 Stand van zaken kennis

Er zijn veel data beschikbaar over de gevolgen van afdamming. Een belangrijk deel betreft data verzameld in het kader van de waterkwaliteitsmonitoring van Rijkswaterstaat.

Het afgedamde systeem verzoet, al naar gelang de diepte gedeeltelijk of geheel. Daarom is bij verschillende afgedamde systemen ook geheel verschillend gedrag te zien, al naar gelang het een vertikaal goed gemengd systeem betreft dan wel een permanent gestratificeerd systeem als gevolg van een blijvend zout epilimnion.

Hét voorbeeld van een afgedamd systeem zonder permanente stratificatie is het IJsselmeer, dat door de sterk verlengde verblijftijd (van weken naar vele maanden) als een bezinkbekken optreedt voor nutriënten en contaminanten. Binnen het IJsselmeer kan het Ketelmeer als een gebied beschouwd worden waar een barrière is aangelegd tussen IJssel en IJsselmeer. Het Ketelmeer treedt primair als bezinkbekken op, het IJsselmeer is een soort tweede-trap bezinkbekken.

3.8 Barrières op grens van zee en estuarium

3.8.1 Beschrijving van de ingreep

Barrières bemoeilijken de uitwisseling van water tussen het waterlichaam en de open zee. De reden van aanleg is beveiliging van land door afsluiting van een zeearm (of riviermond) van de zee mogelijk te maken. De constructie die daarvoor nodig is betekent vrijwel altijd een (enigszins) gereduceerd doorstroomd oppervlak tussen zee en estuarium c.q. riviermond. Daardoor neemt de uitwisseling tussen estuarium en zee af, en daarmee de verblijftijd in het estuarium toe.

Een combinatie van dam en barrière is denkbaar. Enerzijds wordt het contact met de zoetwaterinstroom gereguleerd (de dam), anderzijds het contact met het open zoute water. De Oosterscheldedam is een voorbeeld van een barrière, maar aan de zoetwaterzijde zijn dammen aangelegd (Philipsdam, Oesterdam).

3.8.2 Belang van de ingreep

Barrières zijn veel minder ingrijpend dan zeekerende dammen. De mariene of brakwatersituatie blijft veelal intact, maar de uitwisseling tussen het waterlichaam en de open zee wordt bemoeilijkt.

3.8.3 Effect op emissies

Het effect op emissies is betrekkelijk gering omdat de waterhuishouding in het systeem niet wezenlijk wordt veranderd. Al die lozingen die gekoppeld zijn aan een natuurlijk niveauverschil en eveneens verband houden met het laagwaterniveau zullen wél gevolgen kunnen ondervinden, omdat de getijde-amplitude afneemt ten gevolge van een barrière, en daarmee de lozingsmogelijkheden.

3.8.4 Effect op verblijftijd

Barrières vergroten de verblijftijd, de mate waarin hangt af van de verkleining van het doorstroomde oppervlak van het zeegat.

3.8.5 Effect op processen

Alle processen die betrekking hebben op langere verblijftijden spelen een rol. Belangrijk zijn vooral de biochemische omzettingen in de waterfase en de fysische processen als bezinking. Naarmate de verblijftijd groter wordt, wordt het systeem meer autonoom, en worden de invloeden van buitenaf minder belangrijk.

In estuaria wordt de toevoer van nutriënten en organisch materiaal vanuit de zee na barière-aanleg minder groot. De zoetwatertoevoer zal een wat grotere invloed krijgen op het systeem, het systeem zal verzoeten. De mate waarin de uitwisseling met de zee bemoeilijkt wordt, bepaalt de grootte van dit effect.

De gevolgen hangen eveneens af van de maatregelen aan de zoetwaterzijde: indien aldaar de toevoer van zoetwater geremd wordt, wordt ondanks de barrière de invloed van de zee relatief groter.

Een belangrijk aspect bij barrièrebouw is dat de fysische processen gaan veranderen. Door een kleiner doorstroomd oppervlak aan de zeezijde wordt het getijdenvolume kleiner. Bij gelijkblijvend estuariumvolume houdt dat in dat de stroomsnelheden in de geulen zullen afnemen, waardoor er afvlakking van de platen en ophoging van de geulbodem zal plaatsvinden. Processen die zich juist op platen afspelen worden minder belangrijk, die in het sublitoraal belangrijker.

3.8.6 Conclusies

Nutriënten

Netto effect op nutriënten hangt af van resterende instroom van zoet water. Door minder uitwisseling met zee worden nutriëntenconcentraties wat hoger. Als er tegelijkertijd maatregelen worden genomen die de zoetwaterbelasting verminderen (dammen) worden de nutriëntenconcentraties lager.

Zuurstof

De dag-nacht- en ook seizoensvariatie in zuurstofgehalte zal licht stijgen, deels door een geringere uitwisseling met zee, deels door meer algenactiviteit ten gevolge van de hogere nutriëntengehaltes. Effect zal gering zijn vergeleken met dat in afgedamde systemen.

Temperatuur

Watertemperatuur wordt deels bepaald door instromend zeewater. Dat wordt wat minder, en daarmee zullen dag-nachtvariaties en zomer-winterverschillen iets groter worden.

Chloride

Het systeem zal iets verzoeten.

Verzuringstoestand

Door grotere algenactiviteit en geringere uitwisseling met zee treden iets grotere dag-nachtvariaties op, en ook iets grotere seizoensfluctuaties.

Doorzicht

Door iets hogere algengroei zal er iets lager doorzicht zijn in de zomer, maar door mindere invloed van stroming ook iets geringere opwerveling. Hierdoor stijgt doorzicht. Netto effect niet op voorhand duidelijk, maar is naar verwachting gering.

3.8.7 Mogelijke mitigerende maatregelen

Mitigatie is lastig: het doorstroomde oppervlak moet zo groot mogelijk worden, maar dat is in praktijk geen optie. In de Oosterschelde bijvoorbeeld zou de Neeltje-Jans moeten verdwijnen en vervangen worden door een sluizencomplex zoals in de rest

van de Oosterscheldedam. Hydrodynamische aanpassing van de kering opdat de doorstroming makkelijker wordt zal ook enige mitigatie opleveren, maar als het doorstroomde oppervlak veel kleiner blijft dan voorheen het geval was zal de uitwisseling met de open zee kleiner zijn.

3.8.8 Mogelijke kwantificering van de effecten

Bij aanleg van barrières blijft het watertype gelijk; effecten kunnen gekwantificeerd worden. Instrumenten daarbij zijn 3D-hydrodynamische- en ecosysteemmodellen.

3.8.9 Stand van zaken kennis

Het systeem blijft marien. In Nederland betreft dit eigenlijk alleen de Oosterschelde, die vrij goed bestudeerd is (Geurts van Kessel et al., 2003; Geurts van Kessel, 2004). De meeste effecten die beschreven zijn betreffen veranderingen die in de loop der jaren zijn waargenomen, maar de kwantitatieve rol die de OS/dam daarin gespeeld heeft, zijn veel minder bekend. Andere systemen met een barrière zijn er nauwelijks: de Maeslantkering in de Nieuwe Waterweg beschermt Rotterdam en omgeving af, maar omdat dit meer een riviermond dan een estuarium betreft zijn de uitwisselingsaspecten minder belangrijk dan de afvoeraspecten. En deze worden meer beïnvloed door de afvoerdeling tussen Haringvliet en Nieuwe Waterweg dan door de kering zelf.

4 Synthese

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de conclusies van de factsheets samengevat en bij elkaar gezet. Het doel is een samenvattende beoordeling te geven van de effecten van de hydromorfologische ingrepen op de fysisch-chemische toestand. Het uiteindelijke resultaat (Tabel 4.1) moet gezien worden als een signalering. Van welke ingrepen is het relevant dat de effecten worden meegenomen in het afwegingsproces?

Het tweede doel van dit hoofdstuk is een aantal discussiepunten te beschrijven, die bij de evaluatie van de ingrepen een rol hebben gespeeld. De discussiepunten geven aan dat de beoordeling van de effecten geen recht-toe-recht-aan zaak is en Tabel 4.1 moet dan ook niet los gezien worden van deze nuanceringen.

4.2 Discussiepunten evaluatie effecten

4.2.1 Verandering watertypen door ingrepen

Een aantal ingrepen zoals beschreven in deze studie zijn dermate overheersend dat ze het watersysteem in essentie veranderen. Daarmee veranderen sommige wateren van type en de vraag is op welke wijze je dit moet beoordelen. Wat is de referentie waaraan je toetst? Een voorbeeld is het aanleggen van een zeekerende dam. Het binnendijkse gedeelte zal het zoute of brakke karakter verliezen en veranderen in een zoet oppervlaktewater. Om het effect van de ingreep (de dam) te beoordelen zou getoetst moeten worden aan een situatie zonder dam: het zoute getijde systeem.

In de beschrijving van de effecten proberen we dan ook slechts de veranderingen in de fysisch-chemische toestand weer te geven ten opzichte van de situatie voor de ingreep, en niet ten opzichte van een vergelijkbaar nieuw oppervlaktewater.

In andere gevallen bestaat het oppervlaktewater juist bij de gratie van de ingreep (bijvoorbeeld sloten in een droogmakerij). Vergaande mitigerende maatregelen kunnen in theorie weer leiden tot het verdwijnen van de wateren. Beschrijving van de veranderingen in fysisch-chemische grootheden is hier minder relevant.

Bij een eventuele vervolgfase (nadere kwantificering van effecten van hydromorfologische ingrepen) moet hier rekening mee gehouden worden. In gevallen waar geen relevante vergelijkbare 'oorspronkelijke' situatie bestaat, zou de kwantificering moeten bestaan uit het aangeven van inherente waarden van de grootheden (een soort achtergrondswaarden, gegeven de hydromorfologische situatie).

4.2.2 Samenhang variabelen

De hier beschreven fysisch-chemische grootheden zijn sterk aan elkaar gecorreleerd. De effecten op zuurstof, pH en doorzicht worden grotendeels gestuurd door de

effecten van nutriënten. Deze kunnen niet los van elkaar gezien worden, behoudens zeer specifieke situaties.

Temperatuur en chloride zijn wel min of meer onafhankelijk van nutriënten.

4.2.3 Variabiliteit binnen het cluster

Vaak vertonen afzonderlijke ingrepen binnen een cluster dezelfde effecten. Maar er zijn ook situaties dat effecten tegengesteld zijn of elkaar (deels opheffen). Het bleek soms lastig te zijn om effecten van clusters in één beoordeling weer te geven, en de resultaten moeten dan ook niet te absoluut genomen worden.

4.2.4 Mitigerende maatregelen

Bij veel mitigerende maatregelen doet zich het verschijnsel voor dat het terugbrengen van de situatie van voor de ingreep niet zonder meer tot de gewenste situatie leidt. Vaak is sprake van een zogenaamd hysteresis effect, waarbij het traject van de ingreep anders is dan de mitigatie. Dit kan leiden tot onverwachte en ongewenste situaties.

Zo is het opzetten van peilen in gebieden met verlaagde grondwaterstanden niet zonder risico. In eerste instantie kan de situatie juist verslechteren, door een sterke toename van de fosfor-uitspoeling.

4.3 Samenvatting effecten

In Tabel 4.1 zijn de resultaten van de afzonderlijke factsheets bij elkaar gebracht. Beoordeling van de relevantie en de richting van veranderingen is gebeurd op basis van een inschatting van het overheersende effect. Als dit niet eenduidig is, is een range aangegeven.

We kunnen concluderen dat de effecten van kanalisatie/normalisatie, verlies van inundatiezones en grondwaterstandverlaging, sterke effecten hebben op met name de nutriëntenconcentraties en in wat mindere mate op de overige ondersteunende fysisch-chemische grootheden. De ingrepen leiden veelal tot hogere concentraties nutriënten in het oppervlaktewater, maar ook verlagingen kunnen verwacht worden. Kwantificering van de effecten is redelijk te doen. Deze drie clusters van ingrepen zouden dan ook meegenomen moeten worden bij het afleiden van MEP en GEP.

Voor de andere clusters van ingrepen zijn de effecten minder evident en/of lastig te kwantificeren. Bij de hydromorfologische ingrepen in kust- en overgangswateren leiden de ingrepen meestal tot verandering van het watertype (van zout naar zoet). Het is dan ook niet opportuun om de effecten van deze ingrepen zelf mee te nemen het afleiden van MEP en GEP.

Tabel 4.1. Samenvatting effect van ingrepen op nutriënten concentraties en overige grootheden en mate waarin effecten kwantificeerbaar zijn.

(Legenda Effecten: -- duidelijke verlaging; - beperkte verlaging, o geen effect; + beperkte verhoging, ++ duidelijke verhoging)
 (Legenda Kwantificering: - moeilijk, ± enigszins; + redelijk)

Ingreep Cluster	Effect op nutriënten	Effect op chloride	Effect op zuurstof	Effect op zuurgraad	Effect op temperatuur	Effect op doorzicht	Kwantificering mogelijk
Kanaliseren/normaliseren	++	o	-	+	o / +	-	+
Stuwen en Sluizen	+	o	-/o	o/+	o / +	-/+	±
Oeververdediging/ waterboderverdediging	+	o	o / -	o	o	o	±
Aantasting natuurlijke inundatiezones	++	o	o / -	o / +	o / +	-	+
Grondwaterstand-verlaging / inpoldering *	++/--	o / ++	o / -	o / +	o / +	o	±
Bedijking	+	--	o / -	o / +	o	- / +	±
Zeekerende dammen	+	--	o / -	o / +	o	- / +	±
Barrières op grens van zee en estuarium	- / +	-	o	o	o	o	±

* Effect grondwaterstandverlaging is verschillend voor N en P en varieert ook met het bodemtype.

Literatuur

- Ahearn, D.S., R.W. Sheibley & R.A. Dahlgren (2005). Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne River, California. *River Research and Applications* 21: 651-670.
- Andersen, H.E. (2004). Hydrology and nitrogen balance of a seasonally inundated Danish floodplain wetland. *Hydrological Processes* 18(3): 415-434.
- Bakker, J. (1992). Biogeochemical processes in marine sediments with emphasis on the nitrogen cycle and oxygen dynamics. PhD Thesis University Groningen. 99 pp.
- Bernez, I. & H. Daniel et al. (2004). Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications* 20(1): 43-59.
- Blauw, A.N. (2001). Filterwerking stroomgebieden en estuaria. Rapport Delft Hydraulics/Projectnr Z2836.00
- Bolt, F.J.E. van der & J. Roelsma (1999). Effecten van ingrepen op de uitspoeling van stikstof en fosfor, Rapport / Staring Centrum;683.5
- Brinkman, A.G. & W. van Raaphorst (1986). De fosfaathuishouding in het Veluwemeer. PhD thesis, Twente Univ. Technology. 700 pp.
- Buis, K. (1999). Stikstofverwijdering in het Schelde estuarium. NIOO_Yerseke. Opdracht RIKZ-692, tbv RIKZ-Middelburg
- Clarke, S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography* 26(2): 159-172.
- Craft, C.B. & W.P. Casey (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *Wetlands* 20(2): 323-332.
- De Klein, J. & R.H. Aalderink et al. (2006). Aqua-VENUS; a mechanistic simulation model for nutrients in macrophyte dominated fresh waters. Submitted.
- Eriksson, P.G. & S.E.B. Weisner (1999). An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography* 44(8): 1993-1999.
- Fauvet, G., C. Claret & P. Marmonier (2001) Influence of benthic and interstitial processes on nutrient changes along a regulated reach of a large river (Rhône River, France). *Hydrobiologia* 445: 121-131.
- Forshay, K.J. & E.H. Stanley (2005). Rapid nitrate loss and denitrification in a temperate river floodplain. *Biogeochemistry* 75(1): 43-64.
- Geurts van Kessel, A.J.M., B.J. Kater & T.C. Prins (2003). Veranderende draagkracht van de Oosterschelde voor kokkels. RIKZ-rapport RIKZ/2003.043.
- Geurts van Kessel, A.J.M. (2004). Verlopend tij. Oosterschelde, een veranderend natuurmonument. RIKZ-rapport RIKZ/2004.028.
- Hefting, M.M. & J.J.M. de Klein (1998). Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution* 102: 521-526.

- Hendriks, A.R.F.A., D.J.J. Walvoort & M.H.J.L. Jeuken (2007). Evaluation of the applicability of the SWAP-ANIMO model for simulating nutrient loading of surface water in a peat land area Calibration, validation, and system and scenario analysis for a study area in the Vlietpolder. Wageningen, Alterra, report 619 (in preparation).
- Ietswaart, Th., A.M. Breure, L. Hersbach, J.T.A. Verhoeven, R. Portielje, P.C.M. Boers, W. Admiraal, H. Leslie, N. Dankers, A.G. Brinkman, W. van Duin, K. Dijkema & B. Behrends (2000). Een indicatorsysteem voor natuurlijke zuivering van oppervlaktewater. Achtergrondrapport. RIVM, Bilthoven, rapport RIVM 607605 002
- James, W.F. & J.W. Barko et al. (2004). Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515(1-3): 181-191.
- Jansen, P. (2005). Inventarisatie van zoute standplaatsen voor terrestrische vegetaties. Alterra Wageningen, oktober 2005.
- Janssen-Stelder, B. (2000). A synthesis of salt marsh development along the mainland coast of the Dutch Wadden Sea. PhD Thesis, University Utrecht. 127 pp.
- Johnston, C.A. & S.D. Bridgham et al. (2001). Nutrient dynamics in relation to geomorphology of riverine wetlands. *Soil Science Society of America Journal* 65(2): 557-577.
- Kaplan, W, I. Valiela & J.M. Teal (1979). Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnol Oceanogr.* 24 94): 726-734.
- Klap, V.A., (1997). Biogeochemical aspects of salt marsh exchange processes in the SW Netherlands. PhD Thesis, University Utrecht, 170 pp.
- Klijn, F. & K. Stone (2000). Vroegere ruimte voor Rijntakken. WL-Delft, rapportnummer R3294.67, december 2000.
- Koch, M.S., E. Maltby, G.A. Oliver & S.A. Bakker (1992). Factors controlling denitrification rates of tidal mudflats and fringing salt marshes in South-West England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34: 471-485.
- Kramer, C.J.M. (1985). On the copper complexation capacity in the marine environment. PhD thesis University Groningen, 133 pp.
- Lamers, L, E. Lucassen, F. Smolders & J. Roelofs (2005). Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur' *H twee O* 38(17): 28-30.
- Langergraber, G. (2005). The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. *Water Science and Technology* 51(9): 213-223.
- Laverman, A.M., P. van Capellen, D. van Rotterdam-Los, C. Pallud & J. Abell (2006). Potential rates and pathways of microbial nitrate reduction in coastal sediments. *FEMS Microbiol Ecol* 58: 179-192.
- Leendertse, P. (1995). Impact of nutrients and heavy metals on salt marsh vegetation in the Wadden Sea. PhD Thesis Free University Amsterdam, 160 pp.
- Lefevre, J.-C. & R. Dame (1995). Comparative studies on salt marsh processes, Final Report Vol II, section 3: tidal exchange: Import-export of nutrients and organic matter in salt marshes. EEC Project no EV4V-0172-F (EDB).
- Lefevre, J.-C., N. Dankers, L. Boorman, P. Loveland & A. Bettencourt (1993). Comparative studies on salt marsh processes, Final report Vol 1. EEC Project no EV4V-0172-F (EDB).

- Lindenschmidt, K.-E., K. Poser & M. Rode (2005) Impact of morphological parameters on water quality variables of a regulated lowland river. *Water Science and Technology* 52: 187-193.
- Madsen, J.D. & P.A. Chambers et al. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444(1-3): 71-84.
- Meals, D.W. (2001). Water quality response to riparian restoration in an agricultural watershed in Vermont, USA. *Water Science and Technology* 43(5): 175-182.
- Meinardi, C.R., (2005). Stromen van water en stoffen door de bodem en naar de sloten in de Vlietpolder. RIVM rapport 500003004, 47p.
- Nijboer, R. (2001). Nutrienten in stromende wateren. Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen. Alterra-rapport 332; Wageningen, oktober 2001; 173 pp.
- Ockenfeld, K. & H. Guhr (2003). Groyne fields - Sink and source functions of flow-reduced zones for water content in the River Elbe (Germany). *Water Science and Technology* 48(7): 17-24.
- Olde Venterink, H. & F. Wiegman et al. (2003). Role of active floodplains for nutrient retention in the river Rhine. *Journal of Environmental Quality* 32(4): 1430-1435.
- Oranjewoud (2004). Handreiking beschrijving en beoordeling effect hydromorfologische ingrepen. Eindrapport. Projectnummer 142866. 72 pp
- Peterson, B.J. & W.M. Wollheim et al. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292(5514): 86-90.
- Pinay, G. & C. Ruffinoni et al. (1998). Change in groundwater nitrate concentration in a large river floodplain: Denitrification, uptake, or mixing? *Journal of the North American Benthological Society* 17(2): 179-189.
- Portielje, R., (1996). Nutrientenretentie in kleine wateren. Een literatuurstudie. Opdrachtgever: RIZA. Stichting voor Onderzoek Waterkwaliteitsbeheer, Utrecht.
- Roest, C.W.J., R.P.J.J. Rietstra, J.S. van der Molen, W.J. Chardon, A.A.M.F.R. Smit & R.C.M. Merkelbach, (2002) Definitiestudie voor vervolgonderzoek naar mogelijke effecten van waterconservering op grond- en oppervlakte-waterkwaliteit. Wageningen, Alterra, rapport waterconservering. 70 p.
- Rozemeijer, J. & J. Griffioen (2004). Effecten van waterconservering op de waterkwaliteit in Noord-Brabant en Limburg. *H twee O* 37(20): 30-33.
- Rozemeijer, J., J. Griffioen & H. Passier (2005). De concentratie van fosfaat in regional kwelwater in Nederland. TNO rapport 005.105B0710, Utrecht.
- Sand-Jensen, K. (1998). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39(4): 663-679.
- Saunders, D.L. & J. Kalff (2001). Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443(1-3): 205-212.
- Scanes, P., G. Coade & J. Potts (2002). Load 'em up? Linking Loads of Nutrients from Catchments to Ecological Outcomes in Coastal Lakes. *Coast to Coast* 2002: 420-424.

- Schaller, J.L. & T.V. Royer et al. (2004). Denitrification associated with plants and sediments in an agricultural stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23(4): 667-676.
- Schulz, M. & H.P. Kozerski et al. (2003). The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research* 37(3): 569-578.
- Stuyt, L.C.P.M., J. van den Akker, D.W. Bruil & P.J.T. van Bakel (2006). Transparantie effecten zoutwinning Fryslân. Alterra rapport 1264. 126p.
- Svendsen, L. M. & B. Kronvang (1993). Retention of Nitrogen and Phosphorus in a Danish Lowland River System - Implications for the Export from the Watershed. *Hydrobiologia* 251(1-3): 123-135.
- Van der Lee, G.E.M. & H.O. Venterink et al. (2004). Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. *River Research and Applications* 20(3): 315-325.
- Van Duin, W, N. Dankers & K. Dijkema (2001). Kwelders in de westelijke Waddenzee. Hfdtk 7.4 in: Lindeboom (ed): Perceel4: plankton, bodemdieren en ecologie van kust en duin. Flyland Onderzoekprogramma: Luchthaven in Zee, Thema Mariene ecologie en morfologie.
- Van Liere, E. & D.A. Jonkers (2002). Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM Bilthoven. RIVM Report 703715005/2002.
- Van Luijn, F. (1997). Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a shallow lake. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Van Raaphorst, W. & V.N. de Jonge (2004). Reconstruction of the total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935-1998. *J. Sea Res.* 51: 109-131.
- Visser, H. & J. Griffioen et al. (2003). Kansen of risico's voor vochtig schraalland bij inundatie? *H twee O* 36(20): 20-23.
- Vos, J.A. de, O.A. Clevering, F.P. Sival, J. Alblas & H. van Reuler (2003). De invloed van de waterhuishouding op stikstof- en fosfaatverliezen in open teelten. Wageningen, Alterra rapport 596, 67pp.
- Vreman, B.J. (2005). Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater bij vernatting van landbouwgronden. Afstudeerproject Larenstein.
- Weisner, S.E.B. & G. Eriksson et al. (1994). Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. *Ambio* 23(6): 363-366.
- Westrich, B. (1988). Effects of transverse and longitudinal dikes on sedimentation and water quality in navigation channels.
- Wienk, L.D., J.T.A. Verhoeven, H. Coops & Portielje (2000). Peilbeheer en nutriënten. Riza rapport 2000.012.
- Yarbro, L.A. & E.J. Kuenzler et al. (1984). Effects of stream channelization on exports of nitrogen and phosphorus from north carolina coastal plain watersheds. *Environmental Management* 8(2): 151-160.
- Zwolsman, G. & A. Doomen (2005). Waterkwaliteit van de Rijn en de Maas bij (extreme) lage afvoeren. Kiwa rapport KWR05.061, p43.

Annex 1. Basisprocessen in oppervlaktewateren

In een watersysteem kan een aantal basisprocessen worden onderscheiden. Een respons op een verandering of ingreep kan worden gezien als een resultante van een aantal van dergelijke basisprocessen; indien begrepen wordt wat een ingreep betekent voor de mate waarin een bepaald proces optreedt kan het gevolg voor het watersysteem als geheel ook makkelijk(er) begrepen en beschreven worden.

Deze basisprocessen zijn bijna alle gekoppeld aan (mikro-)biologische activiteiten in de waterkolom of in de bodem van een water, en zijn deels afhankelijk van of gerelateerd aan de beschikbaarheid aan zuurstof. Daarom is het zinvol een en ander in combinatie met elkaar te beschrijven. In het volgende worden daarom tezamen de betekenis van en voor gehalten aan fosfaat, nitraat, ammonium, silicaat, zuurstof beschreven. Ook het gedrag van zware metalen is een aantal malen genoemd omdat het fysisch-chemische gedrag vaak grote gelijkenis vertoont met dat van fosfaat.

In de bijhorende figuren worden behandeld:

- a. een aantal fysische ingrepen/situaties
- b. een schematische opsomming van chemische, biologische (biochemische) en fysische processen die in al de genoemde fysische situaties in meerdere of mindere mate van belang zijn.

Een factor die het begrip van wat er speelt in een watersysteem bemoeilijkt is dat de beschreven situaties niet statisch zijn, maar in de loop van een seizoen sterk kunnen variëren.

Als wezenlijke processen in een watersysteem inclusief uiterwaard, kwelder of schor hebben we onderscheiden:

BP -A (Mikro-)biologisch gedreven processen:

1. opname door algen ten behoeve van de primaire productie
2. afgifte door bacteriën bij afbraak van dood organisch materiaal
3. opname/afgifte door bacteriën ten behoeve van de eigen P-voorraad
4. omzettingen door predatoren op algen/bacteriën en afgifte bij faecesvorming

BP -B (Fysisch-) chemische processen (P, Si, zware metalen):

5. sorptie aan oxiden. In de meeste watersystemen zijn ijzer(III)-oxiden het belangrijkste adsorbens. Omdat het voorkomen ervan gekoppeld is aan de aanwezigheid van O_2 danwel NO_3^- is deze vorm van belang in de waterkolom, aan het sedimentoppervlak (daar waar nog zuurstof en nitraat weet door te dringen in het sediment) en in goed doorluchte bodems. Het proces is reversibel, en de afgifte/opname verloopt vrij snel. Een onderwaterbodem fungeert aldus als buffer voor fosfaat. In diepere sediment- en bodemlagen reduceert Fe(III) tot Fe(II), en wordt de bindingssterkte veel geringer. De fosfaatgehalten stijgen daarbij aanzienlijk. In anaerobe waterlagen (putten, diepe meren) vindt dit reductieproces evenzo plaats, en worden hoge fosfaatgehalten aangetroffen. In zoute wateren is de adsorptiebinding tussen fosfaten (en silicaten) en oxiden

minder sterk dan in zoetwatersystemen als gevolg van een hogere ionsterkte en van een concurrentie tussen chloride-ionen en fosfaat/silicaat.

6. Adsorptie van anorganische contaminanten volgt in het algemeen die van fosfaat, gezien de overeenkomsten in bindingseigenschappen aan oxiden. Vindt adsorptie plaats aan organisch materiaal (humusachtige stoffen) dan blijft de overeenkomst bestaan omdat er i.h.a. een sterke correlatie is tussen het voorkomen van beide (humus en slib). Alleen in veengebieden (veel humus, nauwelijks slib) gaat dit niet op omdat daar binding aan humus wel van belang is voor kationen of metaaloxiden (waarbij liganduitwisseling kan plaats vinden met carboxylgroepen van het humusmateriaal), maar niet voor anionen zoals fosfaat. Fosfaat is in dat geval vooral als organisch materiaal aanwezig (dus opgenomen in de structuur van de organische moleculen) en niet als geadsorbeerd materiaal.
7. Precipitatie/oplosprocessen. Precipitatie van fosfaat vindt vaak plaats gecombineerd met de neerslag van carbonaten. Hoewel vaak apatiet genoemd betreft het meestal mengvormen van carbonaten van Ca, Mg, (en in anaerobe sedimentlagen: Fe) en fosfaat, waarbij het fosfaatgehalte afhangt van de beschikbaarheid in de waterfase waarin de precipitatie plaats vindt. Het proces is veel minder reversibel dan het sorptieproces. In de praktijk vindt dit proces alleen in zoet water plaats, omdat in de zoute systemen in NL de biologische activiteit niet groot genoeg is om de pH hoog genoeg te laten worden om carbonaat-neerslag tot gevolg te hebben.

BP-C Fysisch-chemische processen (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+)

8. sorptie NH_4^+ aan organisch materiaal (humus)
9. gebruik NO_3^- als electronenacceptor bij biochemische afbraakprocessen indien zuurstof ontbreekt. Hierbij ontstaat (deels) N_2 , en heet dan denitrificatie omdat daarbij een deel van het stikstof onbereikbaar wordt voor algen en bacteriën
10. productie NO_2^- en NO_3^- door oxidatie van NH_4^+ . Dit vindt vooral in top laag sediment plaats als NH_4^+ uit diepere bodemlagen naar boven diffundeert naar O_2 -rijke top laag.
11. Productie nitraat in N_2 -bindende algen. Vooral bij drijfslagvormende cyanobacteriën (Microcystis etc). Alleen bij voldoende licht, geschikte fosfaatbron, en hoge temperatuur.

BP-D Fysisch-(chemische processen (O_2))

12. gebruik O_2 als electronenacceptor bij biochemische afbraakprocessen
13. productie O_2 bij primaire productie
14. gebruik bij respiratie van algen en fauna

BP-E Transportprocessen bodem:

15. diffusie in bodem(-water). Transport van opgeloste stoffen
16. kwel en wegzijging. Transport van opgeloste stoffen
17. sedimentatie. Aanvoer van nieuw vast materiaal (slib, detritus, algen)
18. opwerveling. Afvoer van vast materiaal (slib, detritus, algen)
19. omwoeling. Menging van bodemmateriaal als gevolg van biologische activiteit (wormen, muggenlarven, brasem, enz).

20. begraving. Geen 'écht' proces, maar een gevolg van een positieve sedimentatiebalans (er bezinkt meer dan er opgewerveld wordt), waardoor diepre bodemlagen onbereikbaar worden voor omwoeling, en de daarin voorkomende vaste stoffen niet meer direct materiaal kunnen afgeven.

BP-F Transportprocessen water (vertikaal):

21. bezinking (anorganisch materiaal zoals slib en zand), organisch materiaal zoals algen, bacteriën en detritus
22. uitwisseling met diepe waterlagen. In een goed gemengd systeem (meestal ondiep) is deze uitwisseling sterk, en zijn er geen concentratiegradiënten. Komen stagnante waterlagen voor (putten, voor stuwen, diepe systemen) dan kan stratificatie optreden t.g.v. temperatuursverschillen of zoutdichtheden, en is de uitwisseling tussen de diepere en de ondiepere waterlagen gering.

BP-G Transportprocessen water (horizontaal):

23. afvoer. Transport van stoffen. De grootte van het volume/het totale afvoerdebiet van het systeem is een maat voor de verblijftijd.
24. uitwisseling tussen systeem en de zee. Transport van stoffen. De uitwisseling draagt bij aan de verblijftijd van water in het systeem (maakt deze kleiner).

BP-H Combinatie van bovenstaande processen. In veel gevallen is het effect van bovengenoemde processen afhankelijk van de combinatie waarin ze voorkomen.

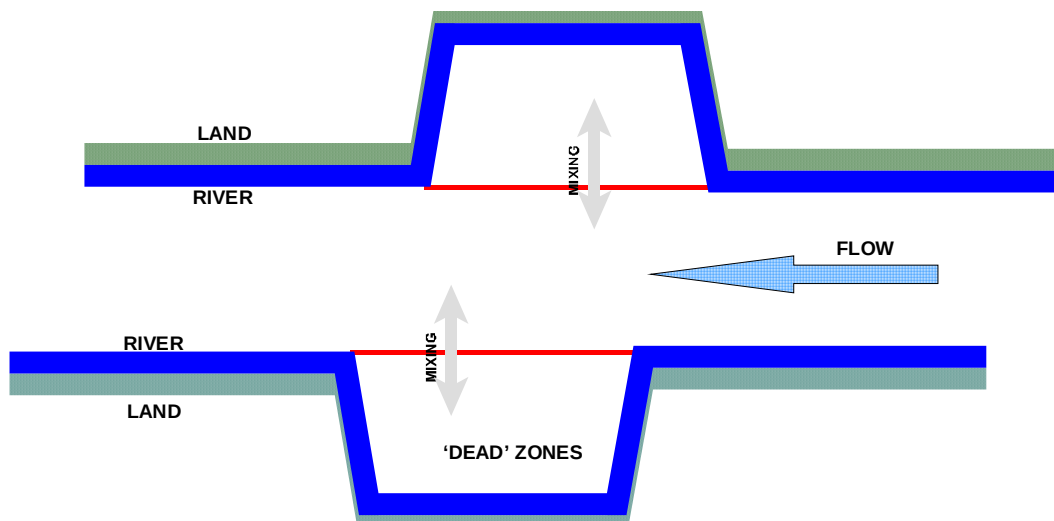
25. In onderwaterbodems wordt de bodem-waterafgifte van opgeloste stoffen bepaald door de afgifte/opname-snelheid (adsorptie/desorptie + productie/verbruik) in de diepere bodemlagen, en de transportsnelheid in het poriewater (advectie/diffusie).
26. In onderwaterbodems wordt de indringdiepte van zuurstof en nitraat, en daarmee de dikte van de geoxideerde sedimenttoplaag (geoxideerd in termen van Fe(III) als stabiele ijzervorm) bepaald door de combinatie van zuurstofvraag (bacteriën, mineralisatie), zuurstofproductie (eventuele bentische algen), zuurstoftransport (diffusie in de bodem, kwel/wegzijging) en transportmogelijkheden (porositeit van de bodem).
27. In de waterfase is het effect van sorptie gekoppeld aan de grootte van het uitwisselende oppervlak (de hoeveelheid zwevend anorganisch materiaal) en het verschil tussen de concentratie van (bijvoorbeeld fosfaat) in de waterfase en die welke hoort bij de 'belading' van het zwevend materiaal met geadsorbeerd fosfaat.

BP-I Stratificatie/de-stratificatie. Het optreden en later weer verdwijnen van stratificatie is een verschijnsel dat enige toelichting behoeft:

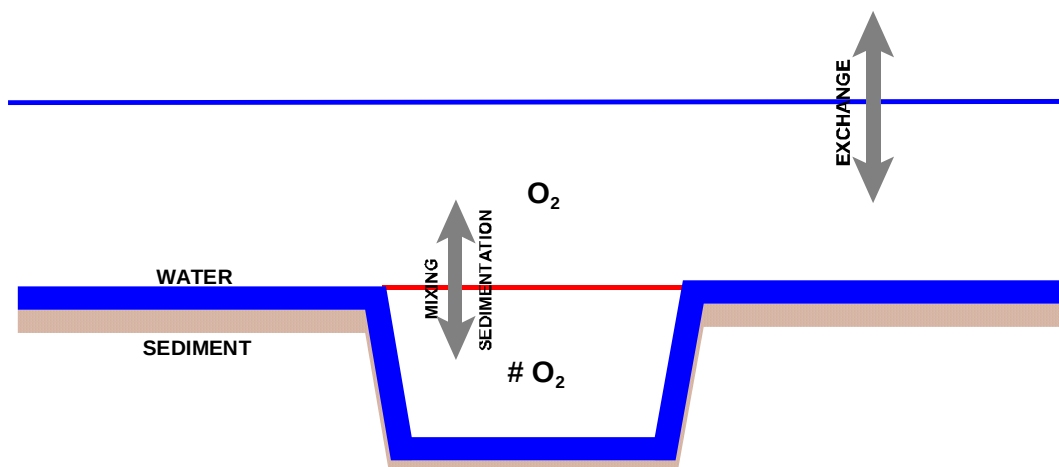
28. **vorming** van stratificatie is een combinatie van een geringe mengintensiteit (meestal wind, die 's zomers minder sterk is als 's winters; of stroming die gering is voor een stuw) met een ontstaan van een verticale dichtheidsgradiënt (door zout in getijdengebieden of voormalige getijdengebieden; door instraling ('s zomers, de bovenste waterlagen warmen sneller op dan diepere). Het ontstaan van stratificatie is een vrij geleidelijk proces, waarbij perioden met geringe menging afwisselen met perioden waarin de menging intensiever is. Aanvankelijk

kan dan een stratificatie geheel teniet worden gedaan, maar vooral bij temperatuurstratificatie wordt de vorming van warme bovenlagen sterker naarmate de zon krachtiger wordt. Is het watersysteem diep genoeg, dan ontstaat een continue stratificatie; is het systeem niet diep genoeg, dan zal het gehele jaar een afwisseling tussen gelaagdheid en volledige menging optreden.

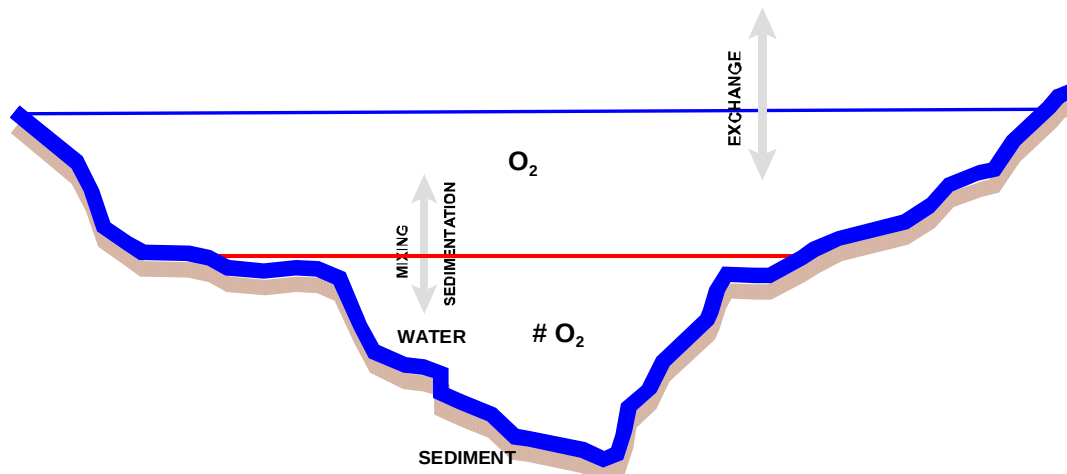
29. Tijdens zo'n gelaagdheid zijn verticale afvectieve en turbulente transporten vrijwel afwezig; er vindt slechts dispersief/diffusief transport plaats. Dit is wel wat sterker dan bij een pure diffusie (enige waterbeweging is er altijd) maar ten opzichte van een goed gemengd systeem is de uitwisseling bijna nul. Sedimentatieprocessen worden niet of nauwelijks gehinderd, waardoor het hypolimnion als een sedimentval, gaat optreden.
30. De uitwisseling van zuurstof is daarbij eveneens sterk gehinderd
31. In het hypolimnion is wel zuurstofvraag, terwijl de aanvoer gering is; de kans op zuurstofloosheid is aanwezig. In de Nederlandse situatie betekent dit dat vrijwel altijd in de loop van het seizoen zuurstofloosheid gaat optreden.
32. De zuurstofloosheid heeft eveneens gevolgen voor het sediment, waar de aerobe processen wegvallen.
33. In het hypolimnion worden sterk verhoogde gehalten aan onder meer fosfaat, ammonium en ijzer gevonden
34. Uit het epilimnion verdwijnt materiaal naar het hypolimnion, waaronder nutriënt. In stilstaande systemen kan aldaar sneller dan anders nutriënttekort optreden. Dit heeft eveneens gevolgen voor het optreden van opdrijvende cyanobacteriën
35. Het **verdwijnen** van stratificatie is het gevolg van het omgekeerde proces: meer windinvloed gecombineerd met een geringere stratificerende kracht (warmte). Omdat meer wind ook storm kan betekenen kan de ontmenging (ook als die gedeeltelijk is) plotseling verlopen, waardoor onder andere fosfaat en ammonium vrij kunnen komen, maar ook Fe(II), sulfide en niet geheel afgebroken organische verbindingen. De zuurstofvraag neemt snel toe. Omdat ook Fe(II) vrij komt wordt dat door het aanwezige zuurstof geoxideerd waarbij vers Fe(III) wordt gevormd, en een grote adsorptiecapaciteit voor P en Si ontstaat. Het is daarom niet op voorhand te zeggen of een plotselinge destratificatie de fosfaatbeschikbaarheid doet toenemen of juist niet.



Figuur 1. Transport horizontaal. Dode zones in een rivier zijn bijvoorbeeld oude kreken, havens, zandwinplassen die in open verbinding met de rivier staan. In mindere mate ook de delen tussen kribben. De uitwisseling tussen rivier en dode zone is beperkt. De doorstroming van de rivier ofwel de verblijftijd in de eigenlijke rivier wordt korter dan uit het quotiënt (totaal volume)/debiet volgt, daarentegen blijft door de (geringe) uitwisseling tussen rivier en dode zone een deel van een (bijvoorbeeld) contaminant achter, waardoor het langer duurt voordat een verontreiniging geheel verdwenen is.

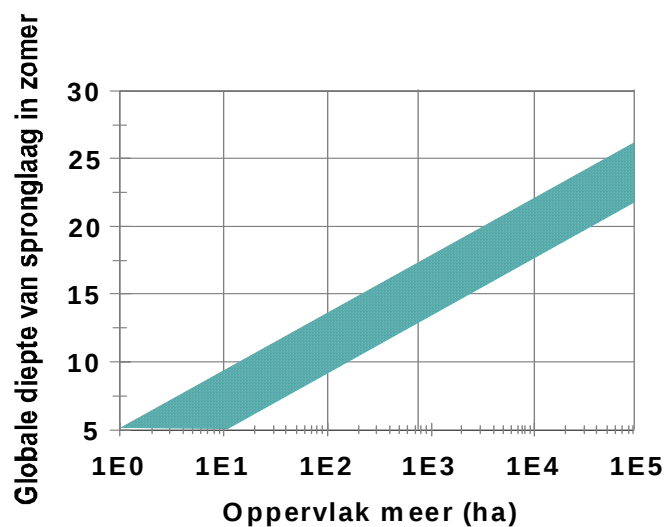


Figuur 2. Transport verticaal. Diepe put in een meer. De menging in de waterkolom dringt niet (geheel) door in de diepe put. Er kan stratificatie optreden, de put is een bezinkput voor algen, slib, detritus. Temperatuur is laag, nutriëntgehaltes zijn hoog, zuurstoflosheid kan optreden, hoge ammonium (NH_4^+) concentraties, lage nitraatgehaltes.

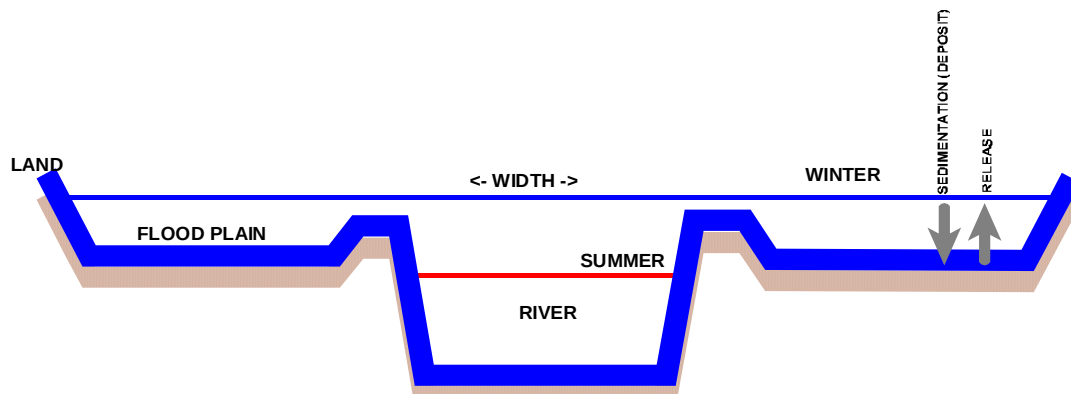


Figuur 3. Transport verticaal. Variant op Figuur 2. Diepe delen van een meer. De menging in de waterkolom dringt niet (geheel) door in diepste delen. Al naar gelang de grootte en de diepte van het meer treedt stratificatie op (zie Figuur 3a). In dat geval is het hypolimnion een bezinkput voor algen, slib, detritus. Temperatuur is laag, nutriëntgehaltes zijn hoog, zuurstofloosheid kan optreden, hoge ammonium (NH_4^+) concentraties. Door de bezinking vindt transport van nutriënt naar het hypolimnion plaats, de [nutriënt] in epilimnion dalen, en kan eerder dan anders nutriëntlimitatie optreden voor algen.

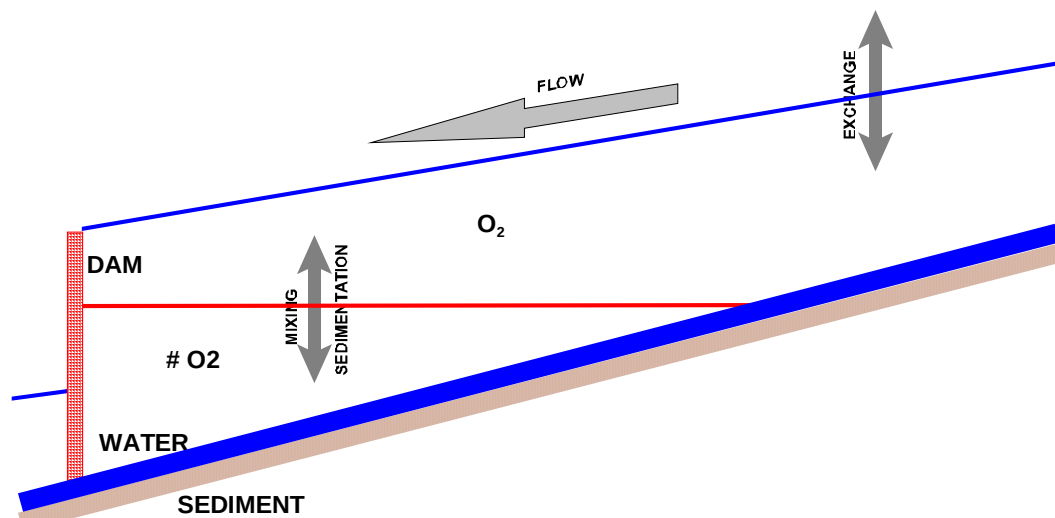
Bij opmenging in het najaar is zuurstofvraag in de hele waterkolom groot, en is er kans op stank.



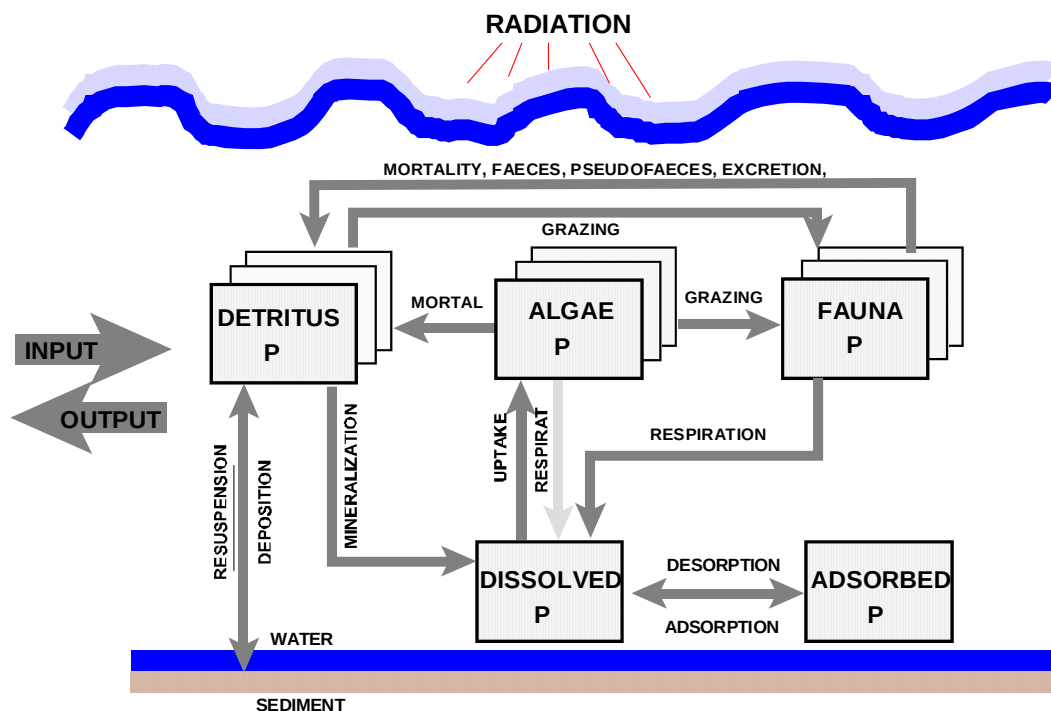
Figuur 4. Globaal verband tussen oppervlak van meer en diepte van spronglaag in de zomer (juli).



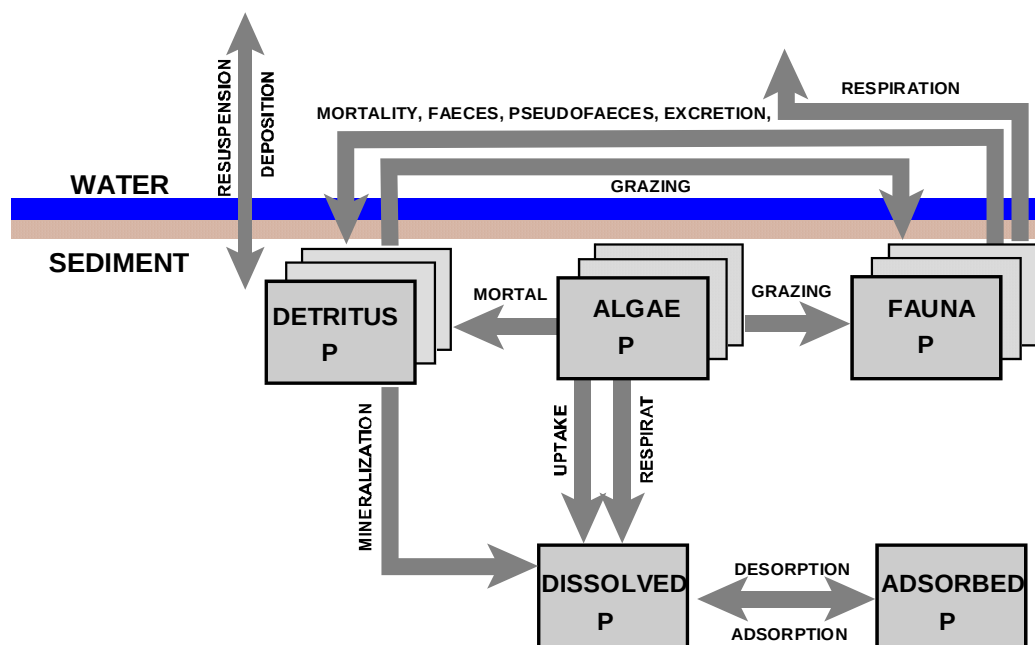
*Figuur 5. Uiterwaarden rivier. Staan droog in zomer, hebben extra bergend volume bij eerste overstroming, daarna is het bergend volume per lengte-eenheid van de rivier de totale breedte * niveautoename. Uitwisseling met rivier is altijd wat beperkt, acteren als bezinkgebied (opslag slib, nutriënt, contaminanten), vergelijkbaar met kwelder/schor en als dode zone (Figuur 1). Maar ook uitspoeling vrijgekomen nutriënten bij volgende overvloedig.*



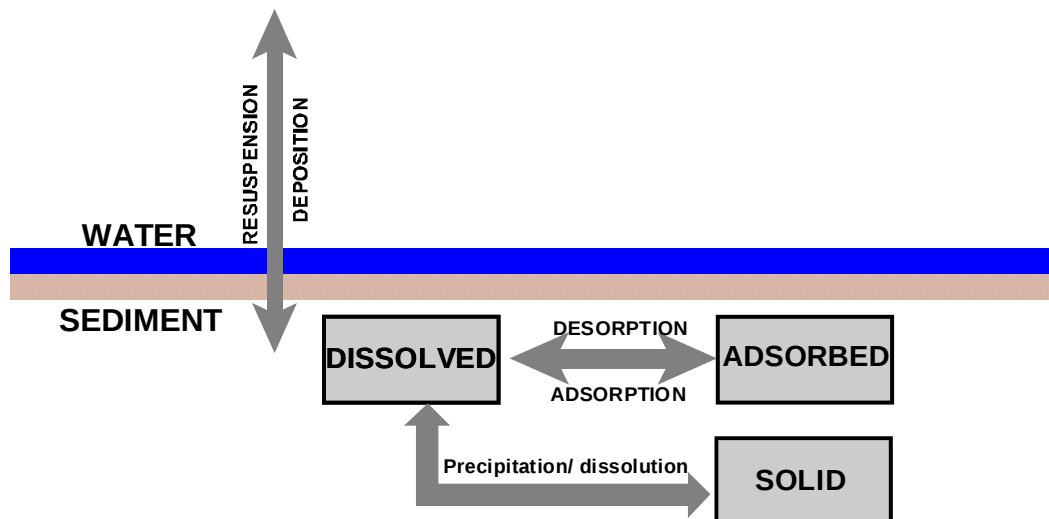
Figuur 6. Put voor een stuw. Door beperkte stroming (en daarmee turbulentie in waterkolom) kan stratificatie optreden. Zie verder Figuur 2 en 3.



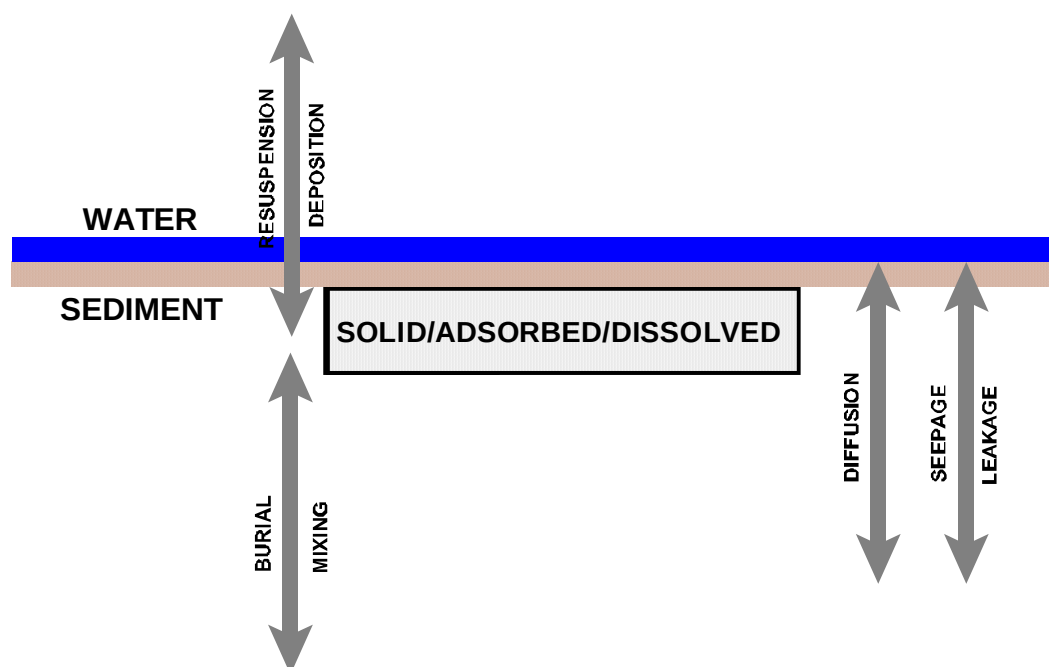
Figuur 7. Basisprocessen in waterkolom. 'P' staat voor elk willekeurig nutriënt. Adsorptieprocessen zijn vooral van belang voor fosfaat, silicaat, en zware metalen, en afhankelijk van de hoeveelheid zwevend materiaal. In meren kan de invloed van zwevend materiaal van dezelfde orde zijn als van de bodem-water uitwisseling (Brinkman & Van Raaphorst, 1986).



Figuur 8. Basisprocessen sediment. In principe dezelfde als in de waterfase, alleen zijn algenprocessen gebonden aan het sedimentoppervlak. Adsorptie is belangrijk omdat er veel vast materiaal aanwezig is. De opslag van nutriënt (en ook contaminant) in detritus is groot.



Figuur 9. Toelichting zie Figuur 10.



Figuur 10. Chemische en fysische processen bodem. Materiaal dat bezinkt wordt via dispersieve processen vermengd met dieper bodemmateriaal. Door voortdurende depositie van nieuw materiaal bezinking vindt begraving plaats (definitieve opslag). Poriewater kan via kvel omhoog stromen of via wegzijging wegstromen. Hierbij vindt transport van opgeloste stoffen plaats, maar tijdens deze advection vindt adsorptie aan of desorptie van vast materiaal plaats, oplossen/neerslag, productie/consumptie door microbiële activiteit. Altijd vindt diffusief transport van opgelost materiaal plaats (nutriënt, zuurstof).

Sediment acteert als een buffer voor nutriënten en contaminanten; deze buffer kan aanzienlijk zijn. 1 mm sediment met 10% organisch stof bevat een hoeveelheid P die voldoende is om 10 m water van 0.1 mg P dm^{-3} te voorzien. In ondiepe systemen ijlt eutrofiëring daarom nog lang na.

Annex 2. Grondwaterstand (fluctuaties) en nutriëntenuitspoeling

Verandering van de grondwaterstand

Om verschillende redenen kan het gewenst zijn grondwaterstanden te veranderen, bijvoorbeeld verdrogingsbestrijding of aanpassing aan agrarisch grondgebruik. Ook kunnen grondwaterstanden veranderen als (neven)effect van ingrepen in de waterhuishouding. Dit heeft consequenties voor transport- en chemische processen in de bodem en daarmee voor de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater.

Een manier om daling van de grondwaterstand in de zomer te verminderen en verdroging te bestrijden is het vasthouden van gebiedseigen water door o.a. het plaatsen van stuwen in het oppervlaktewater. Dit heeft niet alleen effect op de ecologie van de sloten en beken, maar kan ook consequenties hebben voor de kwaliteit van het grondwater (Roest et al., 2002). Diverse fysisch-chemische processen veranderen door de verandering van lucht en zuurstof.

Peilverhoging

Peilverhogen leidt, net als bij overstromen, tot een toename van het vochtgehalte en een afname van het zuurstofgehalte. Onder invloed hiervan treden biochemische processen op die de emissie naar grond en oppervlaktewater beïnvloeden. (Peilverlaging en droogvallen is in feite het omgekeerde, een deel van de processen zal hetzelfde zijn, maar een deel is ook anders). Processen die optreden na peilverhogen/overstromen zijn o.a. (De Vos et al., 2003):

- zuurstofafname (daling redoxpotentiaal, afhankelijk van microbiële activiteit)
- nitraatafname en omzetting tot NH_4 , N_2O of N_2 (denitrificatie)
- toename van NH_4 en PO_4^{3-}
- reductie van Mn^{3+} tot Mn^{2+} , van Fe^{3+} tot Fe^{2+} , en van SO_4^{2-} tot H_2S
- CO_2 afname

In geval van stikstof vindt onder natte omstandigheden denitrificatie plaats (zie ook Wienk et al., 2000). Via NO_2^- (nitriet) en N_2O (lachgas) wordt N_2 gevormd. De onderlinge verhouding is afhankelijk van grondsoort, pH, redoxpotentiaal en de hoeveelheid nitraat. In zure bodems en bij hoge nitraatconcentraties is het gehalte N_2O hoger. De potentiële denitrificatie blijkt bij toenemende diepte van de grond niet-lineair af te nemen, wat waarschijnlijk wordt veroorzaakt door de afname van gemakkelijk afbreekbare organische stof.

Fosfor is vooral als orthofosfaat aanwezig (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), afhankelijk van de pH. In zure en neutrale bodems wordt fosfaat gebonden aan ijzer en aluminium, boven de pH 6 aan calcium. Na vernatting, constateren De Vos et al. (2003), blijkt veel fosfaat uit te spoelen. Dit wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door de reductie van Fe^{3+} tot Fe^{2+} (Wienk et al., 2000). P wordt dan aan de minder sterke binding $\text{Fe}(\text{OH})_2$ gebonden waardoor meer P in oplossing blijft en potentieel kan uitspoelen. Daarnaast zal bij vernatting de pH op zure gronden stijgen waardoor de aan aluminium gebonden fosfor in oplossing gaat, terwijl op basische gronden de pH daalt en de aan klei en hydroxides gebonden P in oplossing gaat.

Afwisseling nat-droog

Als de natte omstandigheden weer opdrogen zal fosfaat chemisch of met ijzer bacteriën weer worden vastgelegd. De insluiting van fosfaat door de bacteriën maakt dat de fosfaten minder goed beschikbaar zijn. De pH zal de oorspronkelijke waarde van voor de vernatting aannemen. Het zuurstofgehalte van de grond zal groter worden dan de oorspronkelijke waarde, vooral dieper in de grond kan meer zuurstof binnendringen. De structuur van de bodem wordt na droogvallen in het algemeen steviger, een compactere grond ontstaat. Bij veenbodems is de verandering in structuur echter onomkeerbaar. Voor stikstof neemt de beschikbaarheid na droogvallen toe door meer nitraat; voor fosfaat neemt de beschikbaarheid juist af (Wienk et al., 2000).

Afwisselende droge en natte perioden leiden tot hoge denitrificatie snelheden waardoor de nitraatconcentraties in het water sterk kunnen dalen. Voor fosfaat is het van belang dat bij wisselende peilen steeds nieuw Fe^{3+} wordt gevormd en hiermee de adsorptiecapaciteit van P fors toeneemt.

Vernatting en natuurontwikkeling

Bovengenoemde processen komen ook naar voren in het onderzoek van Lamers et al. (2005). Of er een soortenrijke natuur (voedselarm milieu) ontstaat na vernatting van de bodem hangt sterk af van de fosfaatconcentratie in de bodem (Lamers et al., 2005). Onder droge omstandigheden is fosfaat zeer goed gebonden, maar na vernatting wordt fosfaat mobieler. Dit komt enerzijds door pH's lager dan 4 en hoger dan 7, anderzijds wordt bij een verlaging van de redoxpotentiaal het bindend vermogen van ijzer (omzetting van Fe^{3+} naar Fe^{2+}) verminderd met als gevolg dat fosfaat in oplossing komt en uitspoelt. Als de ijzergebonden fosfaatfractie groot is zal altijd eutrofiëring optreden (zichtbaar als algengroei, pitrus of liesgrasgroei). Door vernatting komt minder fosfor vrij door mineralisatie van organische stof. De totaalbalans is echter een forse toename van fosfaat in het water na vernatting.

Extra mobilisatie van fosfaat kan optreden als er veel sulfaat in de bodem zit. Om het fosfaat in de bovengrond te verwijderen kan overwogen worden om de bovenlaag af te graven of met maaien en afvoeren of met versneld uitspoelen. Afgraven is duur en te ondiep afgraven levert alsnog forse eutrofiëring op, te diep afgraven is nog veel duurder. Maaien en afvoeren (tot 25 kg fosfor per ha per jaar) vereist een lange tijdsduur van 10 tot 100 jaar, hetzelfde wordt verwacht voor het versneld uitspoelen (5-40 kg fosfor per ha per jaar) met nalevering door de grond of uitmijnen. Volgens Lamers et al. (2005) is het verwijderen van de fosfaatrijke bovenlaag de beste methode.

Van der Bolt en Roelsma (2002) berekenden de N en P effecten voor een gebied waar de landbouw uit productie werd genomen en werd omgezet in natuur, waarna deze werd vernat. Beide maatregelen (uit productie nemen en vernatten) werden afzonderlijk geëvalueerd. De concentratie fosfor in het oppervlaktewater blijft door het uit productie nemen ongeveer gelijk, terwijl door vernatten de concentratie fosfor sterk toeneemt. Voor stikstof heeft zowel het uit productie nemen als het vernatten een afname van de concentratie (totaal N) tot gevolg. Voor nitraat is dat in beide gevallen een zeer sterke afname. Het effect voor vernatten is zichtbaar gemaakt door bestaande natuurgebieden te vergelijken met de huidige situatie in het gebied en de toekomstige situatie. Dan blijkt dat door vernatten de uitspoeling van nitraat naar het

grondwater in bestaande natuurgebieden met 75% zou worden gereduceerd. De afspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater neemt met 17% toe en de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater wordt met 21% gereduceerd.

Vernatting van landbouwpercelen

Op enkele akkerbouwpercelen is als experiment de grondwaterstand verhoogd van 110 (normaal peil) naar 75 cm-mv (hoog peil), zonder effect op de opbrengsten en productkwaliteit (De Vos et al. 2003). Deze vernatting resulteerde in lagere N-afvoer en hogere P-afvoer met het gewas. Het hoge peil had lagere nitraat-N en hogere totaal-P concentraties in het grondwater tot gevolg. Stikstofverliezen naar grond- en oppervlaktewater variëren voor aardappel in 2003 tussen 105-141 kg N/ha en voor maïs in 2004 tussen 28-43 kg N/ha. Bij het normale peil zijn NO₃-concentraties ca. 100 mg/l. Er vindt nauwelijks PO₄-P-uitspoeling plaats.

Door het peil met 10,20 of 40 cm te verhogen (vernatten) neemt in het grondwater de nitraatconcentratie bij verder vernatten sterk af op zowel zand als klei, maar bij P vindt juist een stijging plaats. De uitspoeling naar het oppervlaktewater (N in kg/ha) vertoont een lichte stijging bij verdere vernatting, maar de fosfaat vracht vertoont daarentegen een zeer sterke stijging op zand en een geringe stijging op klei bij verder vernatten. Genoemde proeven op Vredepeel tonen voor de akkerbouw aan dat vernatten geen oplossing is, er komt minder N beschikbaar voor het gewas.

Veenweidegebied

Bij veenbodems spelen vergelijkbare processen als hierboven beschreven. In een uitgebreide studie in de Vlietpolder is dat onderzocht.

Ontwatering van de veenbodem leidt tot microbiële afbraak van de organische stof van het veen onder invloed van luchtzuurstof. Vernatting kan dit proces tegengaan, reden om het peil in sloten te verhogen. Aangezien ca. 90% van de oxidatie in het droge zomerhalfjaar plaatsvindt en infiltratie via een verhoogd peil in de sloot op grote indringingsweerstand stuit, wordt geprobeerd met verlaagde drains (altijd onder slootpeil) te infiltreren. Met de proces georiënteerde modellen SWAP-ANIMO is de invloed van de maatregelen onderwaterdrains in peilverhogen berekend (Hendriks et al., 2006). Ook is berekend of de N en P bijdrage aan het oppervlaktewater verandert onder invloed van het neerslagpatroon. Vernatten zonder drains geeft een toename van de bijdragen van mest en depositie vanuit de atmosfeer en een afname van veenafbraak/mineralisatie. Peilverlaging geeft het omgekeerde. Op de totale balans geeft N een toename bij vernatting en nauwelijks effect van peilverlaging. Bij P vindt het omgekeerde plaats: toename bij peilverlaging en weinig effect bij vernatting. In de zeer natte jaren 2001 en 2002 levert mest ca. 50% van de P-bijdrage en 40% van N-bijdrage. In het drogere jaar 2000 daalt de P-bijdrage tot 40% en de N-bijdrage tot 25%. In 2000 is de veenafbraak/mineralisatie de belangrijkste bron (P 43%; N 50%). Onderwaterdrains bevorderen de infiltratie uit de sloot blijkt uit de vergelijking tussen het aandeel infiltratie met en zonder onderwaterdrains. Optimale draindiepte en drooglegging zijn van groot belang om een optimaal effect (minder uitspoeling naar de sloot) te verkrijgen en is perceelsafhankelijk.

In het veenweidegebied de Vlietpolder is ook onderzocht wat de uit- en afspoeling van meststoffen naar bodem en oppervlaktewater is (Meinardi, 2005). Het blijkt dat het aandeel van de bemesting in de uitspoeling uit de bovenste 2m dikke toplaag naar

het oppervlaktewater slechts 10-20% voor N en P en 30% voor SO₄ bedraagt. De rest komt door afbraak van de bodem (16 kg/ha/jaar N; 3 kg/ha/jr P; 240 kg/ha/jr SO₄). Hierbij kunnen de stoffen ook afkomstig zijn uit diepere lagen.

Conclusie

Effecten van grondwaterstandveranderingen op nutriëntenuitspoeling naar het oppervlaktewater zijn divers. Bodemtype en grondgebruik zijn belangrijke sturende factoren.

Als algemene regel kunnen we stellen dat door peilverhoging de P-uitspoeling toeneemt en de N-uitspoeling afneemt. Echter de mate waarin hangt sterk af van lokale omstandigheden, en omgekeerde effecten zijn ook denkbaar.

Annex 3. (Natuurlijke) retentie van N en P in oppervlaktewater

Retentie in oppervlaktewater

Niet alle nutriënten die in het watersysteem terechtkomen blijven daar, een gedeelte verdwijnt door processen als vastlegging of verwijdering. De som van al deze processen wordt ook wel retentie genoemd. Hierbij wordt dus geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende processen die retentie veroorzaken. Volgens Portielje (1996) is de definitie van retentie als volgt:

Retentie = de mate waarin een inkomende massaflux van een stof door een systeem (tijdelijk) achtergehouden wordt (accumulatie), of verwijderd wordt, waardoor het de benedenstrooms gelegen systeemgrens niet of pas wezenlijk later bereikt.

Retentie kan zowel permanent als tijdelijk zijn. Bij permanente retentie worden de nutriënten definitief uit het oppervlaktewater verwijderd, bijvoorbeeld door vervluchtiging. Bij tijdelijke retentie worden de nutriënten gedurende een bepaalde periode vastgelegd, waarna deze mogelijk later weer in het systeem vrij komen. Het gaat hierbij vooral om sedimentatie en vastlegging in biomassa. Als nutriënten vanuit deze tijdelijke opslag weer in het oppervlaktewater vrij komen, wordt dit internal loading genoemd. Overigens kan sedimentatie en vastlegging in biomassa ook permanente retentie zijn, als het sediment begraven wordt, waardoor het buiten de systeemgrenzen valt, of als planten uit de sloot worden verwijderd en worden afgevoerd (Portielje, 1996; Peterson et al., 2001; Ietswaart et al., 2000). Daarbij is het moment van maaien van belang: aan het eind van het groeiseizoen trekt bijvoorbeeld riet het grootste deel van de voedingsstoffen terug uit de bovengrondse delen in de wortels (translocatie).

Retentie van stikstof

Stikstofretentie vindt plaats door de volgende processen:

- denitrificatie,
- opname door planten, en
- sedimentatie.

Denitrificatie wordt vaak gezien als het belangrijkste proces voor de retentie van stikstof en zorgt voor definitieve retentie (Portielje, 1996; Nijboer, 2001; Schulz et al., 2003; Saunders & Kalff, 2001; Faafeng & Roseth, 1993). Drie aspecten zijn cruciaal voor denitrificatie, en zijn dus sturende factoren met betrekking tot de retentie van stikstof (Hefting & De Klein, 1998):

- Anaërobe condities. De aanwezigheid van zuurstof remt de denitrificatie. Het zuurstofgehalte wordt bepaald door de bodemporositeit en het zuurstofverbruik. De aanwezigheid van nitraat. Zonder nitraat is denitrificatie niet mogelijk. Het gehalte is afhankelijk van de mineralisatiesnelheid, de nitrificatie activiteit en de aangevoerde vracht.
- De aanwezigheid van makkelijk afbreekbaar organisch materiaal. De hoeveelheid C of de C/N ratio van het organisch materiaal is bepalend. Als de hoeveelheid

makkelijk afbreekbaar organisch materiaal toeneemt, neemt de denitrificatie ook toe (Hefting & De Klein, 1998; Faafeng & Roseth, 1993).

Daarnaast wordt de denitrificatie ook beïnvloed door:

- Temperatuur: een hogere temperatuur leidt tot een verhoogde denitrificatie.
- Licht: meer licht leidt tot een verhoogde fotosyntheseactiviteit → aërobe laag wordt dikker → denitrificatie zone verschuift naar beneden → diffusieve flux van NO_3^- neemt af → denitrificatie capaciteit neemt af (Portielje, 1996).

Gekoppelde nitrificatie/denitrificatie is erg belangrijk voor de totale stikstof-verwijdering. Van Luijn (1997) vond dat van de totale stikstofverwijdering 35% door de ongekoppelde en 65% door de gekoppelde denitrificatie werd veroorzaakt. De O_2 concentratie in het water is dus niet direct van belang, het gaat eerder om de aanwezigheid van geschikte locaties waar de condities voor denitrificatie goed zijn (Faafeng & Roseth, 1993).

Stikstof wordt ook door sedimentatie uit het water verwijderd. Dit is in vergelijking met denitrificatie echter vrij weinig. Voor een Duitse beek werd bijvoorbeeld 2,5% retentie gemeten, veroorzaakt door sedimentatie (Schulz et al., 2003). De vorm waarin stikstof in het water voorkomt, bepaalt ook of het door sedimentatie verwijderd kan worden of niet. Door landbouw komt stikstof voornamelijk in de vorm van NO_3^- in het water terecht, dat niet sedimenteert (Saunders & Kalff, 2001).

De verblijftijd is een zeer bepalende factor in de retentie van stikstof. Door een langere verblijftijd kunnen verwijderingsprocessen langer doorgaan en is er meer kans op water/sediment contact (Peterson et al., 2001; Saunders & Kalff, 2001).

Retentie van fosfor

Voor de retentie van fosfaat in het watersysteem is sedimentatie van particulier fosfaat het belangrijkste proces. Het transport van particulier fosfaat treedt in fasen op: tijdens een piekafvoer resuspendeert het gesedimenteerde materiaal. Tijdens perioden met lage afvoer domineert sedimentatie en treedt er netto retentie op.

Aangezien de vrachten fosfaat afhankelijk zijn van het debiet, kan hier per jaar, door variatie in neerslaghoeveelheid, veel variatie tussen zitten. Om een jaargemiddelde retentie te bepalen is het dus eigenlijk noodzakelijk om metingen van meerdere jaren te analyseren (Portielje, 1996). Tijdens langdurige verhoogde afvoer, zal vooral tijdens de eerste afvoerpiek de fosfaat concentratie verhoogd zijn. Dit komt doordat de hoeveelheid resuspendeerbaar materiaal tijdens de verhoogde afvoer geleidelijk afneemt (Portielje, 1996; Svendsen & Kronvang, 1993).

Effect van waterplanten op nutriënten retentie

Waterplanten spelen een belangrijke rol in de retentie van zowel fosfaat als stikstof. Dit heeft niet alleen betrekking op biochemische processen maar ook op fysische condities in het watersysteem.

In Figuur 1 zijn de belangrijkste processen die samenhangen met waterplanten weergegeven (De Klein et al., 2006).

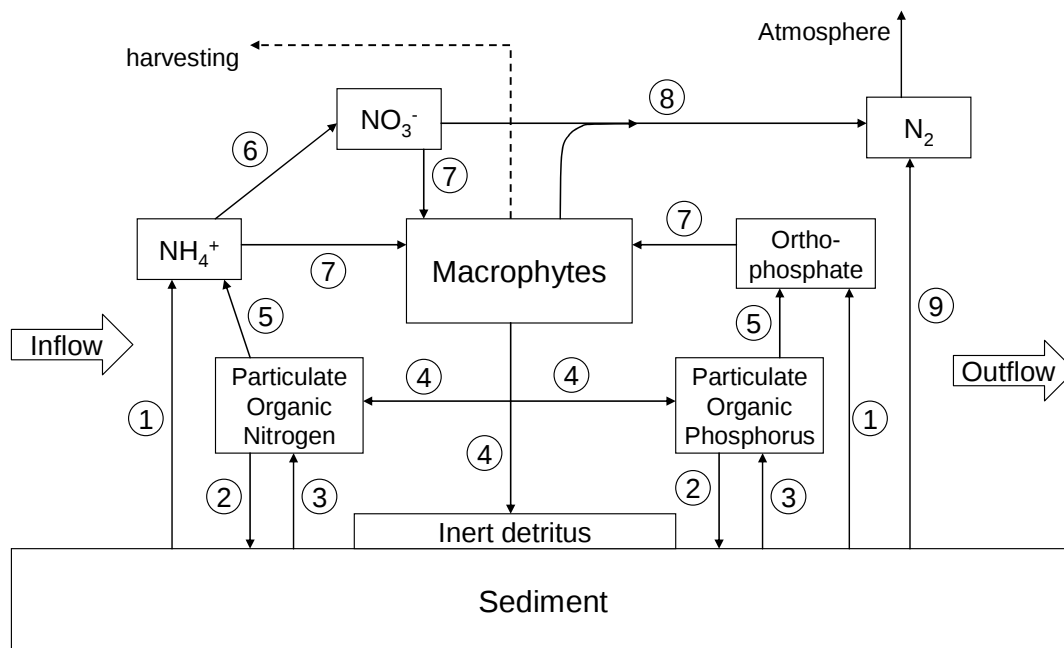


Figure 1. Pathways and processes of Nitrogen and Phosphorus related to macrophytes. (Processes: 1. release from sediment, 2. sedimentation, 3. resuspension, 4. decomposition, 5. mineralization, 6. nitrification, 7. macrophyte uptake (net growth), 8. epiphytic biofilm denitrification, 9. sediment denitrification.)

Voor de rol van waterplanten kunnen we 4 mechanismen onderscheiden.

1. In rivieren en beken met uitgebreide macrofytengroei kan de stroomsnelheid aanzienlijk worden verlaagd (Madsen et al., 2001; Clarke, 2002). Veldstudies laten zien dat stroomsnelheden met een factor 2 tot 20 verlaagd kunnen worden in de aanwezigheid van dichte waterplantengemeenschappen (Sand-Jensen, 1998; Schulz et al., 2003). Dit leidt ten eerste tot langere verblijftijden, het belang van omzettingprocessen toeneemt.
2. De afname van de stroomsnelheid stimuleert sedimentatie en invang van zwevende deeltjes en tegelijkertijd vermindert dat de kans op resuspensie van deeltjes (Madsen et al., 2001; James et al., 2004). Dit heeft grote invloed op de concentratie van zwevende stof in de waterfase en daarmee op de retentie van deeltjesgebonden N en P.
3. Zoals alle primaire producenten nemen waterplanten opgeloste nutriënten op bij de groei. In natuurlijke systemen is deze opname meestal tijdelijk en worden de nutriënten tijdens afsterving in het najaar weer aan het water afgegeven. Bij het maaien en verwijderen van de biomassa aan waterplanten is de retentie meer permanent (Langergraber, 2005).
4. Waterplanten stimuleren de verwijdering van stikstof door denitrificatie. Ze vormen een geschikte aanhechtingsplaats voor denitrificerende biofilms (Schaller et al., 2004). Daar komt bij dat waterplanten denitrificatie stimuleren doordat ze een bron zijn voor organische stof en tevens zowel zuurstofrijke als zuurstofarme condities creëren. Dit laatste stimuleert de gekoppelde nitrificatie-denitrificatie (Weisner et al., 1994; Eriksson & Weisner, 1999).

Conclusie

Nutriënten vastlegging in oppervlaktewatersystemen vindt plaats door verschillende processen. Waterplanten spelen daarin een cruciale rol. Voor het in stand houden van het zelfreinigend vermogen is het van belang dat gestreefd wordt naar behoud van een gevarieerde waterplantengemeenschap.

Annex 4. Nutriëntprocessen in getijdensystemen

In principe worden in getijdensystemen (mariene systemen) dezelfde nutriëntprocessen aangetroffen als in zoetwatersystemen. De verschillen zijn vooral te vinden bij de concentraties die worden aangetroffen: in mariene systemen zijn veel concentraties lager dan in zoet water. Vooral stikstof (nitraat) wordt in veel lagere concentraties aangetroffen: 0.4-0.6 mg (opgelost) N dm⁻³ in de Waddenzee, of in de kustzone voor Noordwijk (2 km uit de kust), en 1.5- 2.5 mg N dm⁻³ in het IJsselmeer (Vrouwezand). Voor fosfaat zijn de verschillen kleiner: 0.04-0.06 mg P dm⁻³ bij Noordwijk, 2 km voor de kust en in de Waddenzee, en 0.08-0.12 mg P dm⁻³ in het IJsselmeer (Vrouwezand). Opgelost silicaat komt in zoet water ongeveer 2 tot 2.5* zoveel voor als in zout water: ongeveer 1 mg Si dm⁻³ in het IJsselmeer en 0.3-0.55 mg Si dm⁻³ in Waddenzee en in de kustzone bij Noordwijk. Voor zuurstof zijn de verschillen gering, en worden ze bepaald door de verschillende oplosbaarheid van zuurstof, die in zeewater ongeveer 10% lager is dan in zoet water.

De belangrijkheid of sterkte van processen

Adsorptie: een belangrijke stuurgrootte is het gehalte aan chloride en natrium. Dit bepaalt de ionsterkte, en die is weer van invloed op de adsorptie van ionen (P, Si, NH₄) aan vast materiaal (Fe-oxiden, humusmateriaal). Hoe groter de ionsterkte hoe minder sterk de adsorptie, en daarmee het belang van adsorpties voor de opslag van P, Si, NH₄ in de bodem.

Afbraak: een belangrijk verschil tussen zoet en zout is het sulfaatgehalte, dat in mariene systemen véél hoger is dan in zoet water: 0.8-1 g S dm⁻³, tegen maximaal 0.015-0.1 g S dm⁻³ voor zoete systemen. Dit verschil wordt weerspiegeld in het belang van de zwavelkringloop in de bodems van mariene systemen: er is veel sulfide, dat dient als binding voor onder meer Fe(II), waardoor het gehalte aan vrij ijzer in marien poriewater lager is dan in zoetwatersystemen.

Hierdoor is het effect van oxiderend Fe(II) op het fosfaat- en silicaatgehalte volgend op een plotseling destratificatie in mariene systemen geringer dan in zoetwatersystemen.

- De variatie in processen. Getijdensystemen ondergaan een 12-uurs ritme, waarbij onderscheiden kan worden
- Getijdenplaten, die een deel van de periode droogvallen. De stroomsnelheid van het water is vaak gering, de golfwerking kan groot zijn. Er zijn platen die in de luwte liggen, als sedimentatieplek dienen en dan een hoog slibgehalte hebben, en zandige platen waar de golfwerking relatief sterk is. Daar waar het sediment zandig is (en dat is in het overgrote deel het geval) vindt bij afgaand water niet alleen oppervlakte-stroming plaats, maar ook afstroming via het poriewater. Nabij geulen vindt uitstroming van poriewater plaats (analoog aan kwel), met afgifte van opgelost materiaal. De zuurstofvoorziening van dergelijke sedimenten is groter dan op basis van puur diffusie verwacht mag worden.
- Sublitorale delen, die relatief ondiep zijn. De stroomsnelheid van het water is hoger dan bij de platen, de golfwerking kan groot zijn, maar dat hoeft niet. De bodems zijn vaak zandig, maar soms zijn ze ook slibbig.

- Geulsystemen, die diep zijn. De stroomsnelheden zijn hoog (maar wel tweezijdig gericht), de golfwerking in het algemeen te verwaarlozen. De bodems zijn vaak zandig (soms grof, met stenen).

Daarnaast zijn er evenzovele overeenkomsten, waardoor niet elk proces of elke toestand apart hoeft te worden beschreven. Dit geldt bijvoorbeeld voor de randen van de systemen:

- Kwelders (Waddenzee) of schorren (Deltagebied) hebben overeenkomstige functies als uiterwaarden: ze dienen als overstromingsgebied bij hoogwater, waarbij vast materiaal wordt afgezet. Dit materiaal is deels slib, deels organisch van aard. De begroeiing (laag/hoog/dicht/dun) bepaalt de mate waarin materiaal kan worden vastgehouden. Organisch materiaal wordt omgezet, waarbij nutriënten vrijkomen. Deze worden (deels) afgevoerd bij een volgende overstroming, die in een getijdensysteem korte tijd later kan plaatsvinden, en in zoetwatersystemen eerst een volgend seizoen kan optreden.
- Diepe putten kunnen anaerobie vertonen. Dit wordt in de Waddenzee nauwelijks waargenomen, maar wel in de Zeeuwse Delta (waarbij de combinatie met dammen en dijken een rol speelt).
- De bodemprocessen verlopen analoog, met als enig verschil de mate van adsorptie (minder sterk in mariene systemen) en de beïnvloeding door zwavelgebonden processen (veel sterker in mariene systemen).