



Hoogheemraadschap van
Rijnland

Watersysteemanalyse Oosterduinse Meer

INHOUDSOPGAVE

INHOUDSOPGAVE.....	2
Samenvatting.....	3
1. Inleiding.....	5
1.1 Aanleiding.....	5
1.2 Doel.....	5
1.3 Aanpak.....	5
1.4 Leeswijzer.....	5
2. Het Oosterduinse Meer.....	6
3. Waterkwaliteit.....	7
3.1 Algemeen.....	7
3.2 Zwemwaterrichtlijn: het doelgat.....	7
3.3 Analyse van oppervlaktewaterkwaliteit.....	8
3.4 Kwaliteit van het grondwater.....	11
3.5 Grondwatertype.....	12
4. Hydrologie.....	13
4.1 Bodemopbouw.....	13
4.2 Oppervlaktewaterpeilen.....	13
4.3 Grondwaterstanden.....	14
4.4 Grondwaterstroming.....	15
5. Waterbalans.....	17
5.1 Inleiding.....	17
5.2 Oppervlaktewater- en chloridebalans.....	17
5.2.1 Beschrijving posten water- en chloridebalans.....	18
5.2.2 IJking water- en chloridebalans.....	19
5.3 Berekeningen grondwatermodel.....	22
5.3.1 Inleiding.....	22
5.3.2 Resultaten grondwaterstroming.....	23
5.4 Resultaten water- en stoffenbalans.....	24
6. Maatregelen.....	25
7. Conclusies.....	28
8. Aanbevelingen.....	29
Bijlage 1 Gegevens oppervlaktewaterkwaliteit.....	30
Bijlage 2 Gegevens algensamenstelling.....	36
Bijlage 3 Gegevens grondwaterkwaliteit.....	37

Samenvatting

Voor het Oosterduinse Meer is een watersysteemanalyse uitgevoerd. Deze systeemanalyse bestaat uit een analyse van de beschikbare gegevens (waterkwaliteit en hydrologie), het opstellen van een water- en stoffenbalans en berekeningen met een grondwatermodel. Op basis van de systeemanalyse zijn maatregelen verkend die gericht zijn op het verbeteren van de waterkwaliteit in het Oosterduinse Meer.

Het Oosterduinse Meer maakt onderdeel uit van de boezem van Rijnland en ligt op de overgang van de relatief hoog gelegen binnenduinrand in het westen naar de oostelijker gelegen lagere polders.

In het Oosterduinse Meer zijn twee zwemwaterlocaties aanwezig en hiermee valt het meer onder de Europese Zwemwater Richtlijn. Het meer is niet als KRW waterlichaam aangewezen. In het Oosterduinse Meer is vaak sprake van blauwalgen (zowel wel als niet drijlaagvormende). Als gevolg van de groei van blauwalgen wordt meerdere keren per jaar een zwemwater waarschuwing gegeven.

In het Oosterduinse Meer worden zeer hoge concentraties fosfor gemeten (circa 1 á 2 mg/l). Bij stratificatie kunnen deze concentraties tot vorming van drijfslagen leiden. Er blijkt niet of nauwelijks sprake te zijn van fosforlimitatie. Op basis van het verloop van de concentraties in de tijd kan geconcludeerd worden dat er mogelijk variaties in de transportsnelheid van fosfor optreden. Ook de ammoniumconcentraties in het meer zijn zeer hoog. De concentraties aan fosfor en ammonium zijn lager in het Oosterduinse Meer dan in de boezem. De concentratie aan chloride in het meer is ook lager dan in de boezem.

Het chloridegehalte van het ondiepe grondwater is vergelijkbaar met het gehalte in het Oosterduinse Meer. Het diepe grondwater heeft een lager chloridegehalte dan het Oosterduinse Meer. Het fosforgehalte in het ondiepe grondwater ligt gemiddeld een factor 6 boven het gehalte van het Oosterduinse Meer. De kwaliteit van het grondwater wordt sterk beïnvloed door het landbouwkundig gebruik (bollenteelt) van de om het meer liggende gronden.

De ondergrond van het Oosterduinse Meer bestaat tot een diepte van circa NAP -60 m uit overwegend goed doorlatende zandige afzettingen. Ten westen van het meer bevinden zich polders die hoger gelegen zijn dan de boezem van Rijnland, ten oosten van het meer liggen polders met lagere peilen dan de boezem. Omdat het waterpeil in het meer lager is dan de druk van het grondwater, kwelt grondwater in de plas op. Omdat de ondergrond van het meer uit overwegend goed doorlatende afzettingen bestaat, wordt verwacht dat deze toestroom van grondwater aanzienlijk kan zijn.

Met een water- en stoffenbalans is de bijdrage van de verschillende waterstromen in het Oosterduinse Meer nader onderzocht. De balans is geijkt op basis van chloridegehalten. Uit de water- en stoffenbalans blijkt het grondwater een belangrijke component te zijn. Met een grondwatermodel is dit nader onderzocht.

De toestroming van grondwater in het meer bedraagt naar verwachting in de orde grootte van gemiddeld circa 1.000 m³/dag. Het in het meer uittredende grondwater infiltreert vrijwel volledig in de polder ten westen van het meer (polder Het Langeveld). Uit de berekeningen blijkt dat het water dat ter plaatse van de duinen infiltreert, onder het Oosterduinse Meer door, in de oostelijk van het meer gelegen polders opkwelt. De reistijd van het grondwater dat in het Oosterduinse Meer opkwelt bedraagt tussen circa 20 en 80 jaar. Het toestromende grondwater komt van een maximale diepte van circa NAP -30 m.

Op basis van de water- en stoffenbalans wordt voor het meer een externe fosforbelasting van circa 4,2 ton P/jaar verwacht. De kritische fosforbelasting (ter voorkoming van de groei van blauwalgen) bedraagt circa 0,05 ton P/jaar.

Het noordelijke deel van de Noordzijdepolder-noord heeft een aflat-verbinding met het Oosterduinse Meer. De verbinding ligt langs het recreatieterrein Solassi en bestaat uit een duiker. Gezien de hoeveelheid grondwater die in het meer toestroomt en het recreatief landgebruik in het noordelijke deel van de Noordzijdepolder-noord wordt verwacht dat deze aflat een verwaarloosbare invloed heeft op de waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer.

Op basis van de berekeningen wordt verwacht dat mogelijk geen totale menging in het meer plaatsvindt en dat er sprake is van meer uitwisseling met de boezem dan alleen op basis van de waterbalans van het meer berekend wordt.

Duurzame maatregelen om de blauwalgen problematiek terug te dringen moeten vooral worden gezocht in het terugdringen van de eutrofiëring van het meer. Uit een analyse van de maatregelen om de waterkwaliteit te verbeteren, komt een aantal maatregelen naar voren die nader op effectiviteit en haalbaarheid geanalyseerd kunnen worden. De waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer kan alleen verbeterd worden als de belasting via het grondwater wordt weggenomen.

Hiervoor lijkt het aanbrengen van een hydrologische barrière op de bodem van het meer (een bodemafdicthting) de meest haalbare maatregel. Verder onderzoek van deze maatregel moet zich richten op de benodigde hydraulische weerstand en bijbehorende dikte van de bodemafdicthting, de toepassing van behandelde bagger, de resterende waterdiepte, risico's op grondwateroverlast in de omgeving en de kosten.

Een alternatief ten aanzien van drijfslagvormende blauwalgen is mengen. Het nut van mengen tegen niet drijfslagvormende maar wel giftige algen moet nader onderzocht worden. Met mengen wordt niet de fosforbelasting verlaagd, dus deze maatregel blijft wel continu noodzakelijk en is hiermee minder duurzame.

Een andere minder duurzame, maar mogelijke maatregel is het defosfateren van de bodem en het water in het meer. Hiervoor is een blijvende ijzertoediening noodzakelijk. Deze maatregel is waarschijnlijk niet voldoende effectief om de fosforbelasting voldoende te verminderen. Dit laatste kan in een vervolgonderzoek nader bekeken worden.

Het defosfateren van het inlaatwater (boezem) heeft alleen zin als de toestroom van fosfor via het grondwater beperkt kan worden. Deze maatregel kan eventueel ingezet worden als verdere finetuning van het systeem.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

Rijnland is als waterbeheerder verantwoordelijk dat de wateren in haar beheergebied voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Europese Zwemwaterrichtlijn (ZWR). Deze richtlijnen hebben als einddoel schoon en gezond water, waarin gezwommen kan worden.

Het Oosterduinse Meer valt onder de Europese Zwemwater Richtlijn. Het meer is niet als KRW waterlichaam aangewezen. Rijnland heeft gekozen voor een gefaseerde aanpak om uiteindelijk in 2027 al haar wateren op orde te krijgen. Voor het Oosterduinse Meer betekent dit dat de benodigde maatregelen in de volgende planperiode van 6 jaar (2015-2021) worden uitgevoerd. Voor die periode moeten de voorbereidingen wel zijn getroffen, zoals opname van de maatregelen in het vijfde waterbeheerplan van Rijnland (WBP5).

1.2 Doel

Het doel van deze watersysteemanalyse voor het Oosterduinse Meer is om op basis van beschikbare informatie en huidige stand van kennis te inventariseren welke maatregelen nodig zijn om aan de doelstellingen van de Zwemwaterrichtlijn te voldoen.

1.3 Aanpak

Het project is gestart met het verzamelen van de beschikbare gegevens en een analyse van deze gegevens. Op basis van deze gegevens is een water- en stoffenbalans opgesteld (spreadsheetmodel). Hieruit is gebleken dat voor een verdere systeemanalyse van het Oosterduinse Meer aanvullende berekeningen met een grondwatermodel noodzakelijk zijn. Deze berekeningen zijn door Artesia met een bestaand grondwatermodel (AMWADU-model) uitgevoerd.

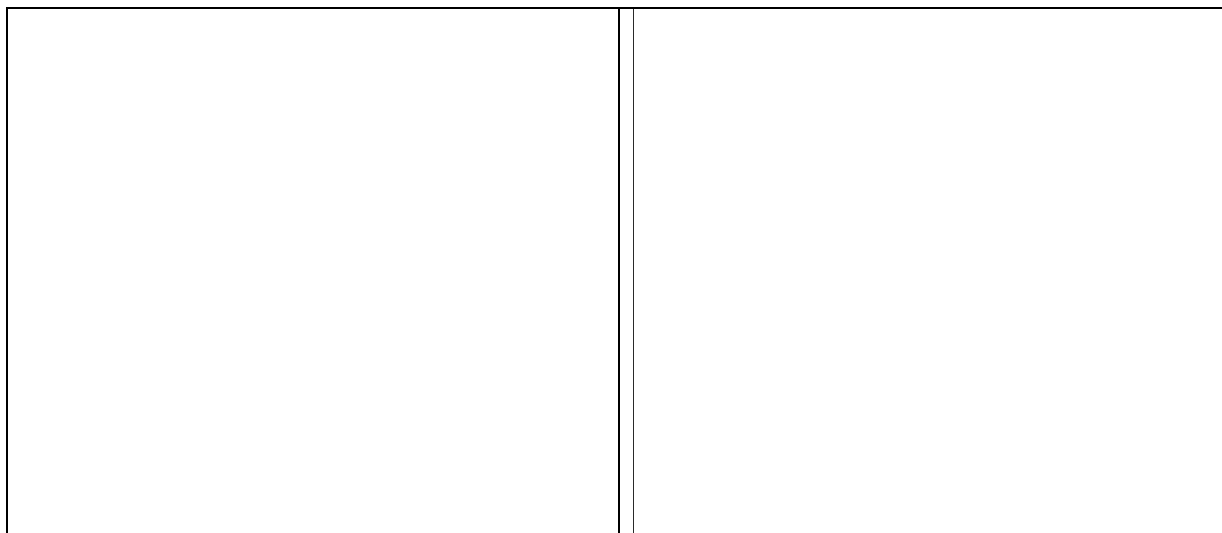
1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is de ligging van het Oosterduinse Meer beschreven. De analyse van de waterkwaliteitsgegevens is in hoofdstuk 3 beschreven. Een beschrijving van de hydrologie van het meer en de omgeving is in hoofdstuk 4 opgenomen. Hoofdstuk 5 beschrijft de uitgevoerde berekeningen. Het betreft hier zowel het opstellen van de water- en stoffenbalans als de berekeningen met het grondwatermodel.

Op basis van de systeemanalyse zijn maatregelen verkend om de waterkwaliteit te verbeteren. Een beschrijving van de maatregelen is in hoofdstuk 6 gegeven. In hoofdstuk 7 en 8 volgen de conclusies en aanbevelingen.

2. Het Oosterduinse Meer

Het Oosterduinse Meer ligt in het westelijke deel van het beheersgebied van Rijnland, ten noorden van de stedelijke kern van Noordwijkerhout (figuur 2.1). Tussen 1950 en 1970 is het meer gegraven voor de zandwinning ten behoeve van de kalkzandsteenfabriek in Hillegom.



Figuur 2.1 Ligging Oosterduinse Meer

In de omgeving van het Oosterduinse Meer vindt voornamelijk bollenteelt plaats. In het zuidwestelijke deel is, direct tegen het meer aan, het recreatieterrein Sollasi gelegen. De stedelijke kernen van Noordwijkerhout, Lisse, Hillegom en De Zilk zijn op grotere afstand gelegen.

Het Oosterduinse Meer heeft aan de oostzijde een open verbinding met de boezem. Hierdoor heeft het meer een peil variërend tussen circa NAP -0,61 m en NAP -0,64 m. Het meer is circa 350 breed en 1.000 m lang en heeft een oppervlak van circa 36,3 ha.

Het Oosterduinse Meer heeft een gemiddelde diepte van ca. 7 m met een maximale diepte van ongeveer 15 m. De verblijftijd van het water in het Oosterduinse Meer is niet bekend.

Aan de westzijde van het Oosterduinse Meer is een aflat aanwezig. In natte periodes vindt via deze aflat afvoer van water uit de Noordzijderpolder plaats. De aflat ligt direct ten noorden van het bungalowpark Solassi.

3. Waterkwaliteit

3.1 Algemeen

In het Oosterduinse Meer zijn twee zwemwaterlocaties aanwezig en het meer valt daardoor onder de Europese Zwemwater Richtlijn. Het meer is niet als KRW waterlichaam aangewezen. Op een drietal locaties wordt de waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer gemonitord (op een diepte van 0,5 m onder de waterlijn). Het betreft de volgende drie locaties (zie figuur 3.1):

- R0296: zwemlocatie aan de zuidoever
- R0296A: midden in het Oosterduinse Meer
- R0374: zwemlocatie aan westoever



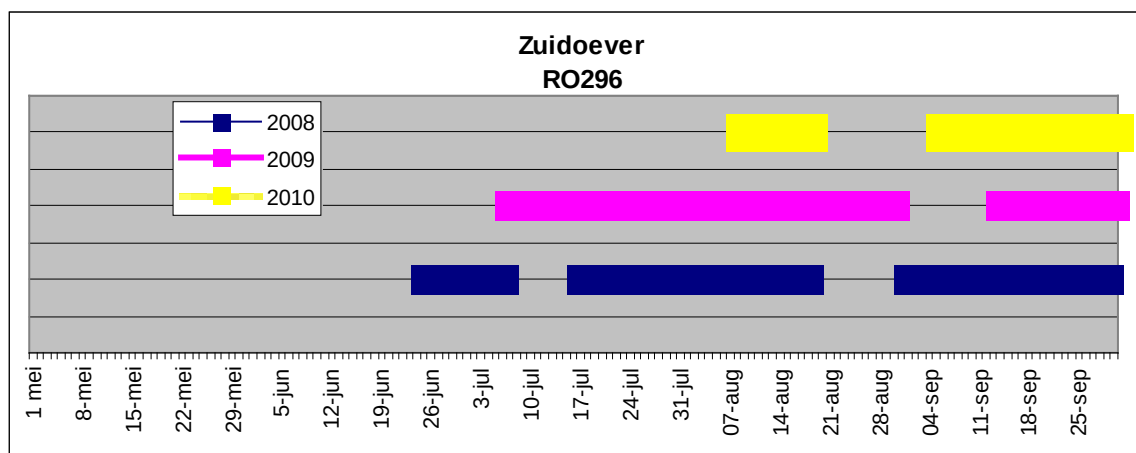
3.2 Zwemwaterrichtlijn: het doelgat

Het doelgat is gedefinieerd als het verschil tussen de huidige situatie en de gewenste situatie (voldoen aan de gestelde normen). De gewenste situatie voor het Oosterduinse Meer is een zwemwaterlocatie waar gedurende het gehele jaar geen waarschuwingen als gevolg van blauwalgen voorkomen. In het Oosterduinse Meer zijn twee zwemlocaties aangewezen:

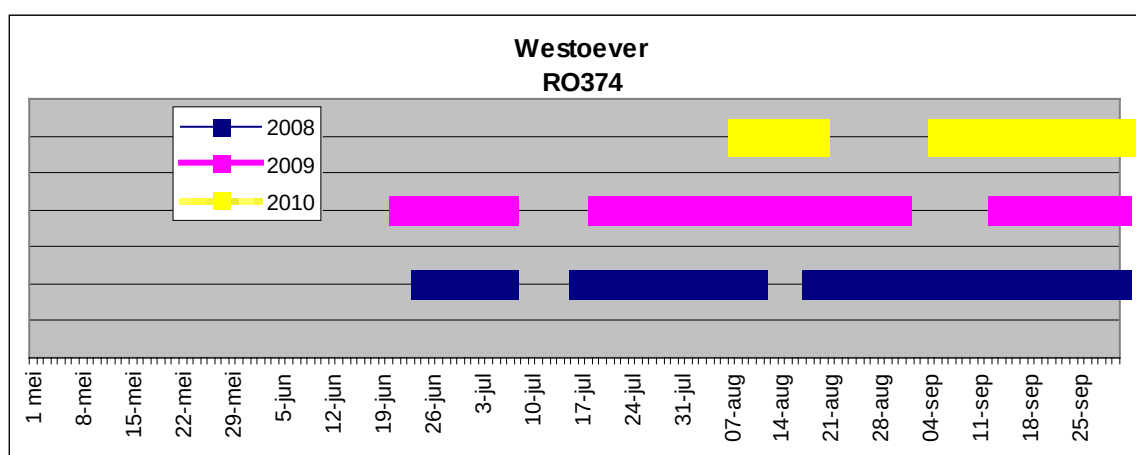
- Westoever: dit is een circa 300 meter lang zandstrand aan de westzijde van het Oosterduinse Meer;
- Zuidoever: deze zwemlocatie bestaat uit een klein zandstrandje met aangrenzend een ligweide langs de gehele zuidelijke oever van het meer.

Voor het Oosterduinse Meer is in 2008 een zwemwaterprofiel opgesteld. De bacteriologische kwaliteit van het zwemwater wordt volgens de EU-richtlijn beoordeeld als goed. Als mogelijke bacteriologische verontreinigingsbronnen zijn watervogels en de aflaat in het westelijke deel van het meer genoemd. De exacte bijdrage van deze aflaat aan de waterkwaliteit van het meer is echter niet bekend.

In het Oosterduinse Meer is vaak sprake van drijfslaagvormende blauwalgen. Op basis van beschikbare informatie wordt gesteld dat de kans op een jaarlijkse toxische bloei van blauwalgen erg groot is. Als gevolg van de groei van blauwalgen wordt meerdere keren per jaar een zwemwater waarschuwing gegeven (zie figuur 3.2).



Figuur 3.2a Zwemwater waarschuwingen locatie zuidoever



Figuur 3.2b Zwemwater waarschuwingen locatie westoever

In de huidige situatie komen gedurende vrijwel het gehele zomerseizoen waarschuwingen voor in verband met blauwalgen. Deze blauwalgen zijn het gevolg van de sterke eutrofiëring van het meer.

3.3 Analyse van oppervlaktewaterkwaliteit

Om de eutrofiëring nader te relateren aan bestaande normen van andere systemen is de waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer vergeleken met de MTR (tabel 3.1) en met de KRW-normen voor het Valkenburgse Meer (tabel 3.2). Het Oosterduinse Meer is, zoals gezegd, niet aangewezen als KRW-waterlichaam, ter vergelijking zijn daarom de normen voor het Valkenburgse Meer gegeven.

Tabel 3.1 Toetsing waterkwaliteit aan MTR

Normen	Norm	methode	Oosterduinse Meer*		
			R0296	R0296A	R0374
P-totaal	0,15 mg/l	Zomergemiddelde	1,42 (2007)	1,31	1,39 (2007)
N-totaal	2,2 mg/l	Zomergemiddelde	1,8 (2007)	1,6	1,7 (2007)
Chloride	200 mg/l	90-percentiel	78 (2000)	84	-
Temperatuur	25 °C	90-percentiel	22,0	18,4	22,1
Doorzicht	0,4 m	Zomergemiddelde	0,6	1,3	0,6
pH	6,5-9	10P-90P	8,8-9,3	8,2-9,0	8,8-9,3
Zuurstof	5 mg/l	10P	10,2 (2007)	10,0	10,4 (2007)

* Voor het Oosterduinse Meer is gebruik gemaakt van de gegevens van 2010, tenzij tussen haakjes een ander jaartal vermeld

Tabel 3.2 Toetsing waterkwaliteit aan KRW-normen voor het Valkenburgse Meer (M20)

Normen	Norm	methode	Oosterduinse Meer*		
			R0296	R0296A	R0374
P-totaal	0,03 mg/l	Zomergemiddelde	1,42 (2007)	1,31	1,39 (2007)
N-totaal	0,9 mg/l	Zomergemiddelde	1,8 (2007)	1,6	1,7 (2007)
Chloride	200 mg/l	Zomergemiddelde	73 (2000)	79	-
Temperatuur	25 °C	98-percentiel	23,9	20,8	24,0
Doorzicht	1,7 m	Gemiddelde reciproke waarde	0,6	1,1	0,6
pH	6,5-8,5	Gemiddelde log waarde	9,1	9,1	9,1
Zuurstof	60%-120%	Zomergemiddelde	107 (2000)	100	-

* Voor het Oosterduinse Meer is gebruik gemaakt van de gegevens van 2010, tenzij tussen haakjes een ander jaartal vermeld

Fosfor vormt zo te zien het grootste doelgat voor de waterkwaliteit in het Oosterduinse Meer. De normen worden in zeer ruime mate overschreden. Tevens is in het Oosterduinse Meer sprake van een relatief hoge pH. Dit kan te maken hebben met de hoge primaire productie door algen. Verder voldoet de waterkwaliteit aan de MTR.

Voor het Valkenburgse Meer wordt een aantal KRW-normen gehanteerd die strenger zijn dan de MTR. De waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer voldoet voor een aantal parameters niet aan deze KRW-normen. Het betreft de normen voor stikstof, zuurgraad en doorzicht. Maar deze overschrijdingen zijn beperkt in relatie tot de overschrijding van fosfor (overschrijding met een factor 43).

In bijlage 1 is voor de drie meetpunten in het Oosterduinse Meer de variatie in de tijd voor verschillende waterkwaliteitsparameters gegeven. In de figuren is ook de waterkwaliteit van het boezemwater (meetpunt RO587) weergegeven en ook de MTR alsmede ter referentie de KRW-norm voor het Valkenburgse Meer (zoals eerder gemeld is het Oosterduinse Meer geen KRW-waterlichaam).

Uit de figuren valt het volgende af te leiden voor de waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer:

- De chlorideconcentratie in het meer daalt van circa 150 mg/l rond 1977 tot circa 75 mg/l rond 2000 en is daarna min of meer stabiel. Opvallend is dat de gemeten chlorideconcentraties in de boezem (vanaf 2001) altijd hoger of gelijk zijn aan het meer;
- De chlorofylconcentratie is hoog, vaak hoger dan 50 mg/m³. Dit wordt veroorzaakt door de grote hoeveelheid algen.
- De concentratie totaal fosfor is gestegen van gemiddeld circa 0,5 mg/l in 1977, tot gemiddeld circa 1,5 mg/l in 2010. De concentratie totaal fosfor ligt ver boven de normen. De gehalten aan fosfor in de boezem zijn gemiddeld nog een factor 2 hoger dan in het Oosterduinse Meer. De concentratie van fosfor in het Oosterduinse Meer stijgt, maar niet lineair.
- Het grootste deel van de fosfor in de plas bestaat uit opgeloste P, en opgeloste P raakt niet uitgeput.
- De concentratie stikstof is licht gedaald van gemiddeld rond of iets boven 2,0 mg/l in 1977 tot iets onder 2,0 mg/l in 2010. De stikstofconcentratie in het meer aanzienlijk is lager dan die in de boezem. Stikstof is niet veel hoger dan MTR en in de zomer beperkend voor de algengroei die geen stikstof uit de lucht kunnen halen. Dit kunnen we afleiden uit de lage gehalten van opgeloste stikstof in de zomer. Het blijkt ook uit de soortensamenstelling (zie onder): Anabaena en Aphanizomenon zijn stikstoffixerende cyanobacteriën, die kunnen overleven bij lage stikstofbeschikbaarheid.
- De zuurstofconcentratie bedraagt gemiddeld boven de 10 mg/l;
- De pH lijkt licht te stijgen van gemiddeld circa 8,0 á 8,5 in 1977 tot circa 9,0 in 2010 (dit geldt vooral nabij de zwemwaterlocaties). Deze stijging van de pH wordt ook op veel andere locaties binnen Rijnland waargenomen.
- Het doorzicht was in 1977 gemiddeld circa 0,5 m en in 2010 ruim 1,0 m. Ter plaatse van de zwemwaterlocaties is het doorzicht niet toegenomen. Het doorzicht is lager dan de KRW norm, en dit wordt veroorzaakt door de algenbiomassa.
- De ammoniumconcentraties zijn 's winters hoog in het meer maar in de boezem nog veel hoger

In bijlage 2 is de algensamenstelling op de twee zwemlocaties in het Oosterduinse Meer van de jaren 2009 en 2010 weergegeven. Tussen beide jaren komt een opvallend verschil in de algensamenstelling naar voren. In 2009 zijn vooral drijflaagvormende algen aangetroffen (waaronder Microcystis), terwijl dat in 2010 niet het geval was (voornamelijk Planktothrix).

Op basis van het verloop van de concentratie totaal fosfor in de tijd kan geconcludeerd worden dat er mogelijk variaties in transportsnelheid van fosfor optreden. De heersende concentraties zijn zeer hoog en leiden bijna jaarlijks tot drijfalg. Er is niet of nauwelijks sprake van fosforlimitatie (=uitputting van opgelost fosfaat) in het meer. Met andere woorden, er is geen beperking van algen door fosfaat.

Als en wanneer er sprake is van nutriëntbeperking/uitputting voor algen, dan is dit in eerste instantie stikstof. Daarnaast is het meer diep en stratificeert mogelijk in de zomer. Deze omstandigheden zijn gunstig voor de drijflaagvormende soorten cyanobacteriën Aphanizomenon sp., Anabaena sp. en Microcystis sp.. Deze soorten komen ook veel voor in het Oosterduinse Meer en zijn de oorzaak van de drijfalg.

In *Een heldere kijk op diepe plassen* (STOWA, 2010) wordt beschreven hoe de kritische grenzen L_t en L_o voor de externe fosforbelasting van een diepe plas berekend kunnen worden:

$$L_t(P) = 100 + 10 \times z / T$$

$$L_o(P) = 200 + 20 \times z / T$$

Waarbij:

L_t = toelaatbare fosforbelasting (ton P / jaar)

L_o = overmatige fosforbelasting (ton P / jaar)

z = gemiddelde diepte (m)

T = verblijftijd (jaar)

De toelaatbare fosforbelasting geeft aan bij welke externe fosforbelasting het meer een heldere toestand kan bereiken. Bij overschrijding van de overmatige fosforbelasting (L_o) is sprake van een ernstige eutrofiëringssituatie met (blauw)algenbloeien. Indien de externe belasting tussen beide waarden ligt, dan is de fosforbelasting mogelijk voldoende laag om in een heldere situatie te komen.

Voor Oosterduinse Meer komen we op basis van een gemiddelde diepte van 7 meter en een verblijftijd van 3,5 jaar uit op de volgende kritische fosforbelastingen:

- L_t = 0,04 ton P/jaar;
- L_o = 0,09 ton P/jaar.

De waterkwaliteit beschouwend worden de problemen in de Oosterduinsemeer (drijfslagen, giftige algen), veroorzaakt door de hoge nutriëntgehalten in combinatie met stratificatie gedurende een deel van het jaar.

Het meer kent bijzonder hoge fosforgehalten. Hoewel de stikstofgehalten ook hoog zijn, zal terugdringing van stikstof leiden tot nog grotere dominantie van stikstoffixerende drijfslagvormers. Deze komen nu als gevolg van de stikstoflimitatie, relatief hoge fosforgehalten en de stratificatie voor in de plas naast andere wel- en niet drijfslagvormende giftige soorten voor. Het is dus zaak te achterhalen wat de respectievelijke bronnen zijn van fosfor in de Oosterduinse Meer.

3.4 Kwaliteit van het grondwater

Ten westen van het Oosterduinse Meer bevindt zich een peilbuis (peilbuis B24H0649) waar gedurende enkele jaren metingen van de grondwaterkwaliteit hebben plaatsgevonden. Gegevens van de peilbuis en de analyseresultaten zijn opgenomen in het DINOlaket (TNO).

In de peilbuis is op vier diepteniveaus de grondwaterkwaliteit geanalyseerd. De resultaten zijn in bijlage 2 weergegeven. Uit de figuren kan voor de grondwaterkwaliteit het volgende geconcludeerd worden:

- De nitraatgehalten in het grondwater bedragen zowel op circa 8 m als 23 m diepte tussen circa 0 en 0,35 mg/l. De oorzaak van de eenmalige uitschieter tot circa 6 mg/l is niet bekend, maar waarschijnlijk is hier sprake van een meet- of typefout;
- Het chloridegehalte van het grondwater bedraagt tot circa 15 m diepte gemiddeld ongeveer 80 mg/l. Het diepere grondwater (circa 23 m diepte) bevat duidelijk minder chloride (circa 40 mg/l);
- Het totaal fosfor gehalte van het grondwater laat sterke schommelingen zien, maar op alle vier de diepten zijn concentraties gemeten tussen 2 en 12 mg/l. De meetwaarde van 0 mg/l in 1996 is waarschijnlijk een fout.

Het chloridegehalte van het ondiepe grondwater is vergelijkbaar met het gehalte in het Oosterduinse Meer (figuur 3.3). Het diepe grondwater heeft een lager chloridegehalte dan het Oosterduinse Meer.

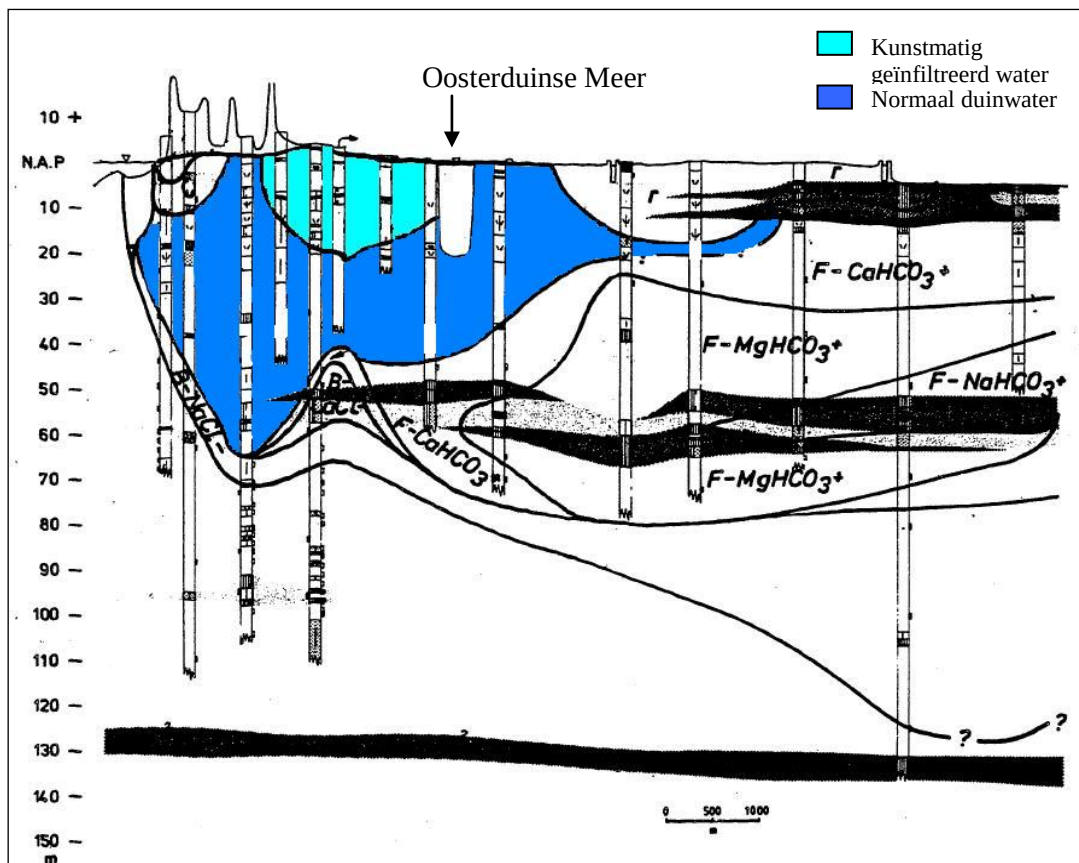
Het fosforgehalte in het Oosterduinse Meer ligt tussen 1-2 mg/l (figuur 3.5). Het fosfaatgehalte in het ondiepe grondwater ligt gemiddeld een factor 6 boven het gehalte van het Oosterduinse Meer.

3.5 Grondwatertype

Door Stuyfzand is de hydrologie en hydrochemie van de duinen en aangrenzende polders in een groot deel van West-Nederland onderzocht. Daarbij hanteert Stuyfzand een indeling in watertypen op basis van het chloridegehalte en de belangrijkste kationen en anionen. De resultaten worden onder andere in dwarsdoorsneden weergegeven. Eén van de gepresenteerde dwarsdoorsneden ligt over het Oosterduinse Meer (zie figuur 3.3).

Uit figuur 3.3 blijkt dat het Oosterduinse Meer twee verschillende watertypen aansnijdt:

- kunstmatig geïnfiltreerd water (r-CaMix en r-CAHCO₃): ten opzichte van normaal duinwater kan dit watertype relatief hoge gehalten bevatten aan Cl⁻, Na⁺, K⁺, en Mg²⁺. Het kunstmatig geïnfiltreerde watertype bevindt zich onder polder Het Langeveld. Het betreft hier boezemwater dat de polder in gemalen wordt.
- normaal duinwater (F-CaHCO₃): dit watertype is kenmerkend voor geïnfiltreerd regenwater met als hoofdreactie met de ondergrond de oplossing van kalk.



Figuur 3.3 West-oost dwarsprofiel met verbreiding grondwatertypen (situatie 1975-1987)

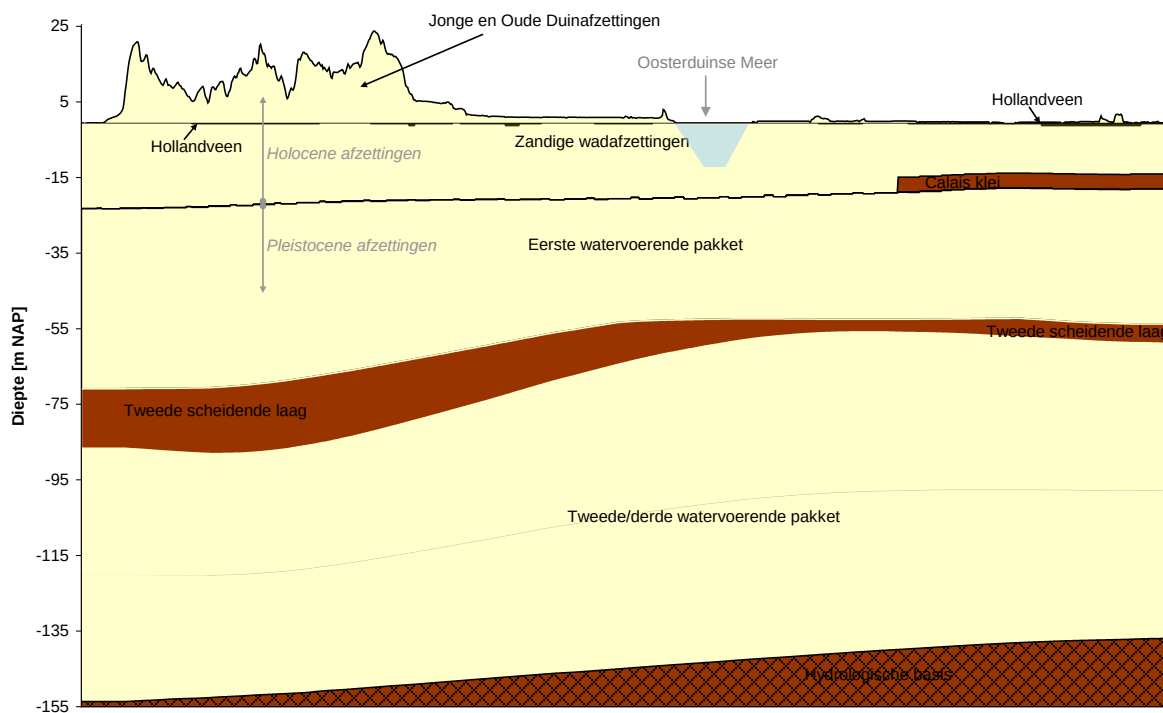
4. Hydrologie

4.1 Bodemopbouw

In figuur 4.1 is de regionale bodemopbouw in een west-oost dwarsprofiel over het Oosterduinse Meer weergegeven. Ter plaatse van het Oosterduinse Meer is sprake van een pakket Holocene afzettingen van circa 20 m dik. Regionaal gezien worden de Holocene afzettingen gerekend tot de deklaag. Ter plaatse van het Oosterduinse Meer zijn de Holocene afzettingen overwegend goed doorlatend. Lokaal komen slecht doorlatende klei en (Holland)veenlaagjes in het Holocene pakket voor.

Onder de Holocene deklaag bevindt zich het eerste watervoerende pakket. Het eerste watervoerende pakket bestaat voornamelijk uit grofzandige en deels grindhoudende afzettingen. De onderkant van het eerste watervoerende pakket bevindt zich op circa NAP -60 m.

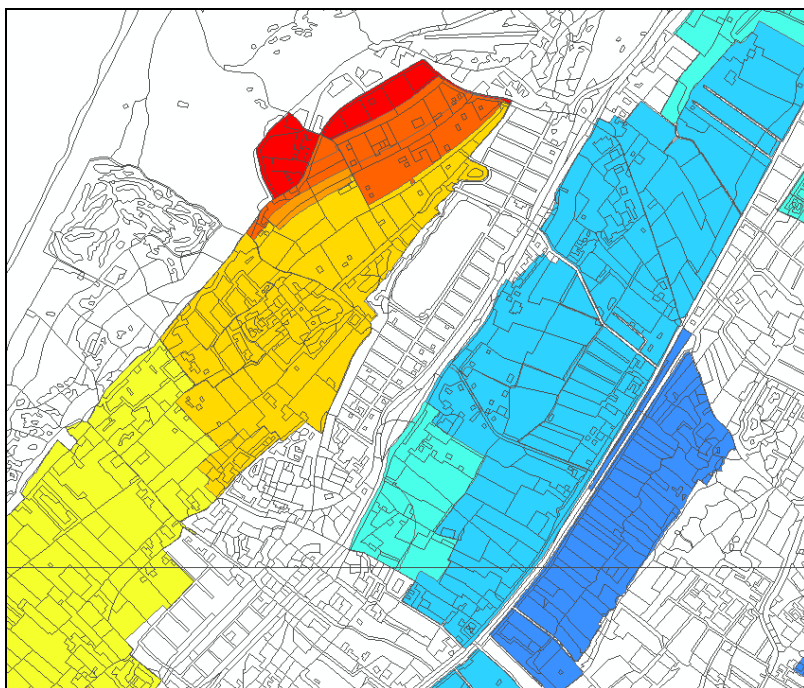
Voor de systeemanalyse van het Oosterduinse Meer is van belang dat tot op een diepte circa NAP -60 m geen slecht doorlatende afzettingen onder het meer voorkomen en dat het meer insnijdt in de zandige afzettingen van deklaag en het eerste watervoerende pakket.



Figuur 4.1 West-oost profiel regionale bodemopbouw Oosterduinse Meer en omgeving

4.2 Oppervlaktewaterpeilen

In figuur 4.2 zijn de oppervlaktewaterpeilen ter plaatse van het Oosterduinse Meer en de omgeving weergegeven. Het Oosterduinse Meer maakt deel uit van Rijnlands boezemstelsel. In de boezem worden peilen nagestreefd tussen NAP -0,61 en NAP -0,64 m. Ten westen van het Oosterduinse Meer bevindt zich een aantal polders waar waterpeilen boven boezempeil worden nagestreefd. Deze polders worden gevoed met water vanuit de boezem. Ten oosten van het Oosterduinse Meer bevinden zich polders waar streefpeilen worden gehanteerd die lager zijn dan het boezempeil.



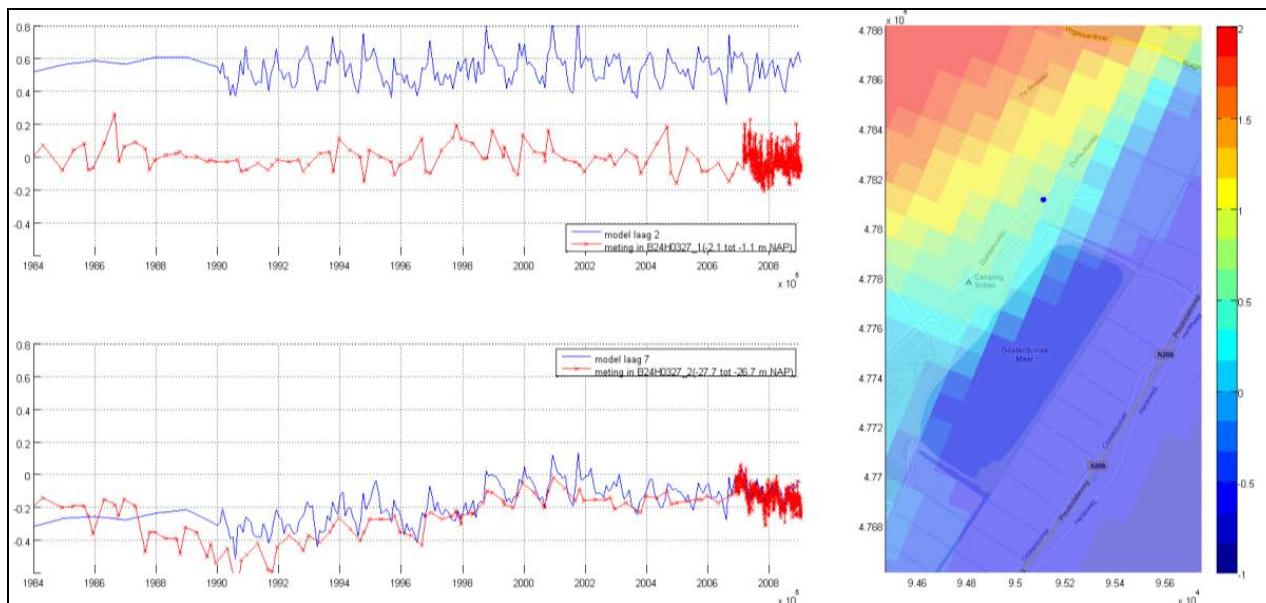
Figuur 4.2 Oppervlaktewaterpeilen Oosterduinse Meer en omgeving (geel/oranje/rood: boven boezempeil, groen/blauw: onder boezempeil, wit: boezem of vrij afwaterend)

4.3 Grondwaterstanden

Aan de noordwestzijde van het Oosterduinse Meer bevindt zich een peilbuis waar gedurende een periode van meerdere jaren de grondwaterstand wordt gemeten. Het betreft een peilbuis van de provincie Noord-Holland, waarvan de gegevens zijn opgenomen in het DINOlaket (peilbuis B25H0327).

In figuur 4.3 is met een rode lijn linksbovenin de gemeten freatische grondwaterstand weergegeven en linksonderin de gemeten stijghoogte in het eerste watervoerende pakket (in beide figuren is met de blauwe lijn de met het grondwatermodel (zie paragraaf 5.3) berekende grondwaterstand/stijghoogte weergegeven). In het rechterdeel van figuur 4.3 is de locatie van de peilbuis aangegeven (zwarte stip) en een ruimtelijk beeld van de berekende stijghoogte.

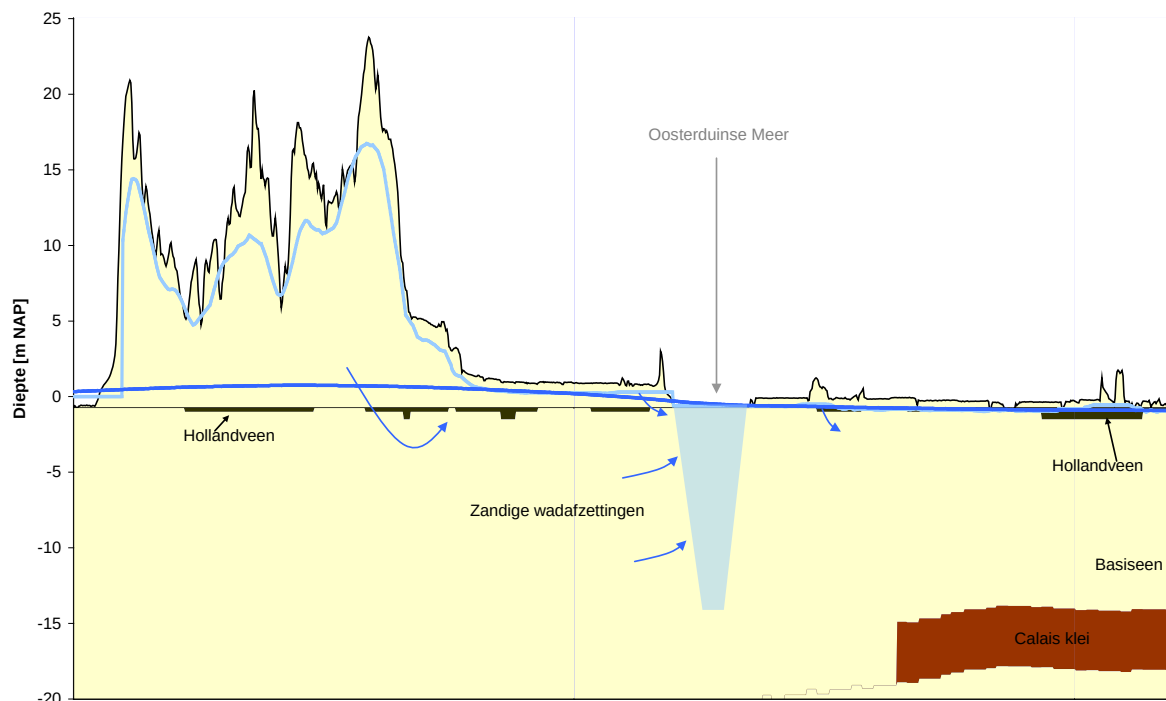
De freatische grondwaterstand ten westen van het meer bedraagt circa rond NAP-hoogte. De stijghoogte is iets lager (circa NAP -0,20 á 0,00 m), waardoor hier sprake is van een infiltratiesituatie. De stijghoogte neemt af in zuidoostelijke richting.



Figuur 4.3 *Gemeten en berekende grondwaterstand (linksbovenin) en stijgheugte (linksonderin) ter plaatse van peilbuis B25H0327 en ruimtelijk beeld van de berekende stijgheugte in de omgeving van het Oosterduinse Meer (rechts).*

4.4 Grondwaterstroming

In figuur 4.4 is in een dwarsdoorsnede een idee van de grondwaterstroming rond het Oosterduinse Meer gegeven. Dit op basis van de beschikbare gegevens. In hoofdstuk 5 worden modelberekeningen beschreven op basis waarvan onderstaand beeld getoetst kan worden.



Figuur 4.4 *Conceptueel model dwarsdoorsnede grondwaterstroming rond het Oosterduinse meer*

Op basis van de meetgegevens wordt verwacht dat in het Oosterduinse Meer grondwater opkwelt. Dit omdat de stijghoogte van het grondwater hoger is dan het peil in het meer. Het water dat in het Oosterduinse Meer opkwelt is voornamelijk afkomstig van de gebieden ten westen van het meer. Dit betreft enerzijds water dat ter plaatse van polder Het Langeveld infiltreert, anderzijds mogelijk ook water dat in de duinen infiltreert.

Verwacht wordt dat de hoeveelheid toestromend grondwater aanzienlijk kan zijn, omdat slecht doorlatende afzettingen tot op een diepte van in ieder geval NAP -20,0 m ontbreken.

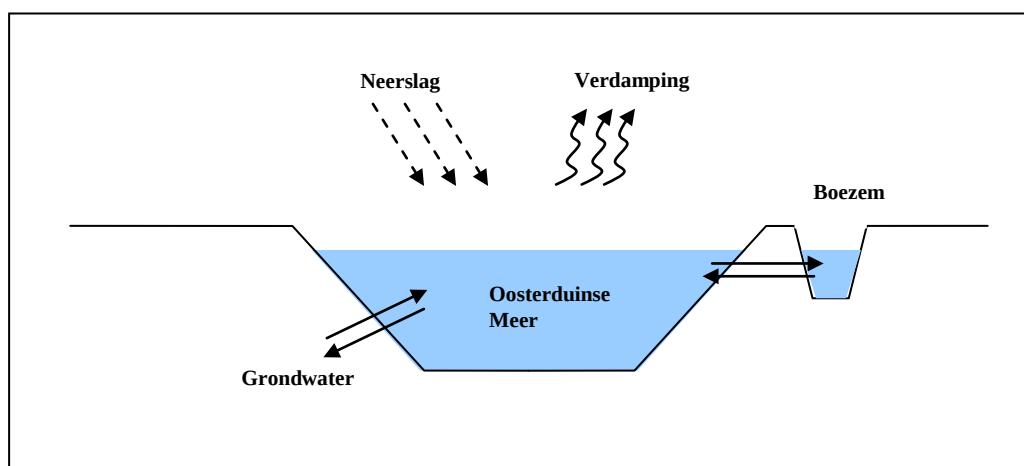
5. Waterbalans

5.1 Inleiding

De waterbalans van het Oosterduinse Meer is nader onderzocht op basis van een tweetal berekeningen. Eerst is een oppervlaktewater- en chloridebalans opgesteld (paragraaf 5.2). Vervolgens heeft Artesia (Artesia, 2011) berekeningen met een grondwatermodel uitgevoerd. Een samenvatting van deze resultaten is in paragraaf 5.3 weergegeven.

5.2 Oppervlaktewater- en chloridebalans

Van het Oosterduinse Meer is een oppervlaktewater- en chloridebalans opgesteld. Hiervoor is gebruik gemaakt van een eenvoudig bakjesmodel. Het Oosterduinse Meer is als een bak gemodelleerd waar water in- en uitstroomt (zie figuur 5.1). Water kan het Oosterduinse Meer instromen via neerslag, grondwater en de boezem. Water kan het Oosterduinse Meer uitstromen door verdamping, grondwater en de boezem.



Figuur 5.1 Schematische weergave posten waterbalans Oosterduinse Meer

De uitwisseling met het grondwater en met de boezem is niet bekend. Hierdoor is het niet mogelijk om een unieke waterbalans op te stellen. De waterbalans is geijkt met chloridegegevens.

De waterbalans is op dagbasis opgesteld voor de periode 1977 – 2011. Ten aanzien van de chloridegehalten is uitgegaan van complete menging in het Oosterduinse Meer.

Onderstaand worden eerst de gebruikte gegevens voor de water- en chloridebalans voor de verschillende balansposten beschreven (paragraaf 5.1.1). Daarna volgt de werkwijze om te komen tot een geijkte balans (paragraaf 5.1.2).

Aflaat Noordzijdepolder

De aflaat van de Noordzijdepolder is niet als aparte post in de waterbalansberekening meegenomen. Dit omdat meetgegevens (zowel debiet als waterkwaliteit) ontbreken. De aflaat bestaat uit een lange smalle duiker (ca Ø 200 mm).

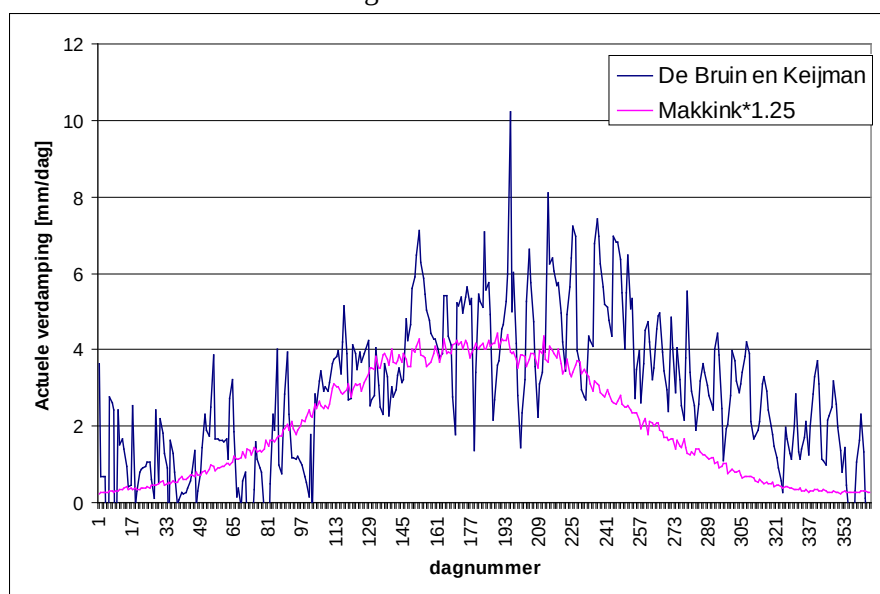
Zoals hierboven beschreven is de waterbalans geijkt op chloridegegevens. Daarbij is een idee gekregen van een hoeveelheid water met een bepaalde concentratie die nodig is om de berekende gehalten min of meer kloppend te krijgen met de metingen. Deze sluitpost is op basis van de systeemkennis (zie hoofdstuk 3 en 4) toegekend aan het grondwater.

Een bijdrage van de aflaat uit de Noordzijdepolder in deze restpost is niet uit te sluiten. Echter gezien de hoeveelheid water van de restpost (zie de post 'grondwater' in tabel 5.1) wordt verwacht dat de bijdrage van een duiker van ca Ø 200 mm hierin verwaarloosbaar is.

Neerslag en verdamping

Voor de neerslaggegevens is gebruik gemaakt van het KNMI-station in Valkenburg. Voor de verdamping is een aantal technieken met elkaar vergeleken. De standaard Nederlandse methode om de verdamping te bepalen is het gebruik van Makkink-referentieverdampingsgegevens van het KNMI en deze te vermenigvuldigen met een “gewasfactor” (voor open water gemiddeld circa 1,25). Het is bekend dat deze methode voor open water verdamping minder geschikt is. Daarom is ook gekeken naar de methode van de Bruin en Keijman waarbij de verdamping onder andere ook afhankelijk is van de watertemperatuur. In figuur 5.2 zijn de resultaten van beide methoden met elkaar vergeleken.

Uit figuur 5.2 blijkt dat met de methode van de Bruin en Keyman vooral in het najaar een veel hogere verdamping wordt berekend dan met de Makkink-methode. Dit komt door de hoge watertemperatuur, waardoor nog relatief veel verdamping kan optreden. Gemiddeld op jaarbasis is het verschil tussen beiden methode circa 1 mm/dag.



Figuur 5.2 Vergelijking methoden berekening actuele verdamping

Van het beheersgebied van Rijnland is ook een aantal kaarten met de actuele verdamping, bepaald met remote sensing beelden, beschikbaar. Met remote sensing wordt de straling van het wateroppervlak gemeten en dit is een maat voor de actuele verdamping. Voor zes dagen in de periode 1995 – 2003 zijn remote sensing beelden van het Oosterduinse Meer beschikbaar. De actuele verdamping op deze dagen is vergeleken met de verdamping bepaald met de methoden van Makkink en de Bruin en Keijman. Hieruit blijkt dat de actuele verdamping op basis van remote sensing beelden ongeveer tussen de waarden van Makkink en de Bruin en Keijman inzit. Voor de verdamping is in de waterbalans dan ook uitgegaan van het gemiddelde van Makkink en de Bruin en Keijman.

Aan de neerslag is een chlorideconcentratie van 10 mg/l toegekend. In geval er sprake is van verdamping, dan verdwijnt wel water uit het meer, maar geen chloride. Er vindt dan dus indikking plaats.

Boezemwater

Het Oosterduinse Meer heeft een open verbinding met de boezem. Onder normale omstandigheden zijn peilvariaties in de boezem beperkt tot enkele centimeters (tussen NAP -0,61 en NAP -0,64 m).

Voor de waterbalans van het Oosterduinse Meer is ervan uitgegaan dat bergingsveranderingen door peilvariaties te verwaarlozen zijn.

In de waterbalans is ervan uitgegaan dat als er een overschot aan water in het meer is (meer dan het startvolume), dat er dan afvoer naar de boezem plaatsvindt. Indien er een watertekort is in het meer, wordt dit aangevuld vanuit de boezem.

Van de chloridegehalten in de boezem zijn meetgegevens beschikbaar. Nabij het Oosterduinse Meer is een meetpunt aanwezig (in het Steengrachtskanaal), maar de reeks met chloridemetingen is erg gebrekkig. Er is een betere reeks met meetgegevens beschikbaar van de Haarlemmer Trekvaart ter hoogte van Noordwijkerhout. De beschikbare metingen in het Steengrachtskanaal vallen binnen die van de meetreeks van de Haarlemmer Trekvaart en daarom is ervan uitgegaan dat de gegevens van de Haarlemmer Trekvaart voldoende nauwkeurig zijn. De gegevens van de Haarlemmer Trekvaart zijn tot een reeks op dagbasis (lineair) geïnterpoleerd.

Indien in de waterbalans boezemwater het Oosterduinse Meer in stroomt, is ervan uitgegaan dat dat met een chlorideconcentratie van de geïnterpoleerde meetreeks van de Haarlemmer Trekvaart gebeurt. Indien water vanuit het meer de boezem instroomt, gebeurt dat met de gemiddelde chlorideconcentratie van het meer.

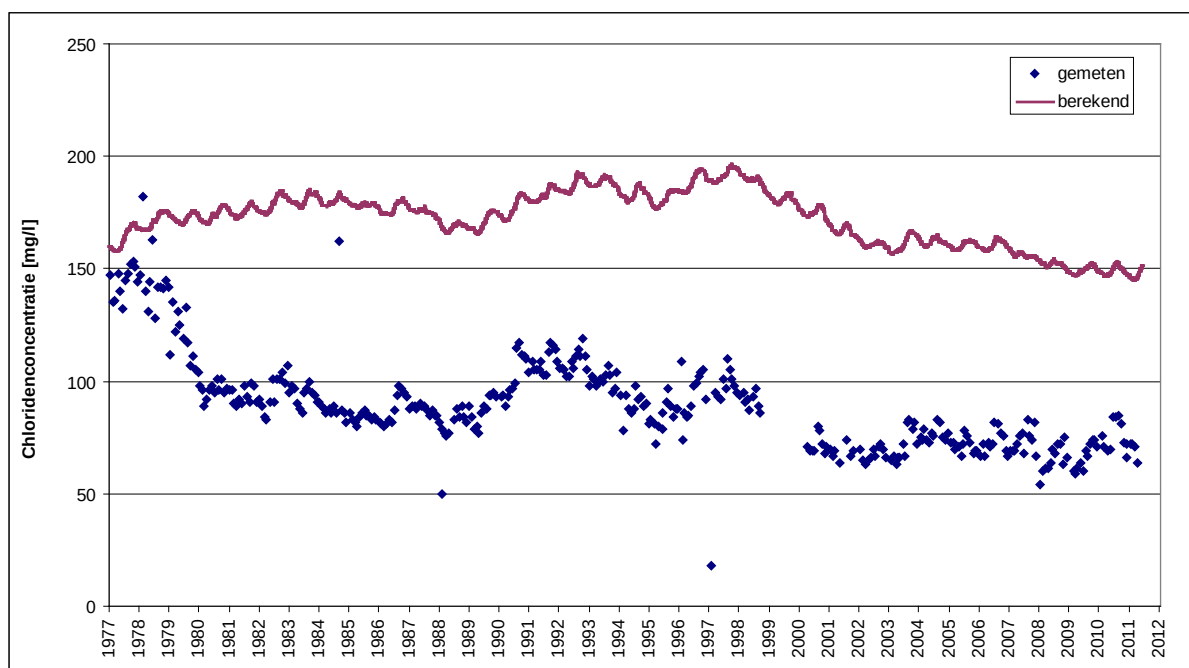
Grondwater

De uitwisseling tussen het meer en het grondwater is onbekend. Daarom is de hoeveelheid grondwater die het meer in of uitstroomt geïjkt op basis van chloridegehalten. Behalve dat onbekend is hoe groot de hoeveelheid uitwisseling met het grondwater is, is ook onduidelijk van welke diepte grondwater naar het meer toestroomt. Maar de diepte van waar het grondwater toestroomt is wel bepalend voor de kwaliteit van het toestromende water (zie paragraaf 3.4 en figuur 3.16).

In de oppervlaktewaterbalans is de toestroming van grondwater als één post gemodelleerd met een bepaald chloridegehalte. De hoeveelheid mogelijke toestroming is variabel in de tijd en afhankelijk gesteld van de stijghoogte van het grondwater (zie figuur 4.3). Hoeveel grondwater van welke diepte toestroomt is in het model bepaald op basis van een gemiddeld chloridegehalte. Voor het ondiepe grondwater is uitgegaan van een chloridegehalte van 80 mg/l en voor het diepe grondwater van 40 mg/l (zie figuur 3.14). Als bijvoorbeeld het uiteindelijke resultaat van de water- en chloridebalans is dat grondwater met een gemiddelde chlorideconcentratie van 50 mg/l toestroomt, betekent dit dat de toestroom voor 75% uit diep grondwater bestaat en voor 25% uit ondiep grondwater.

5.2.2 IJking water- en chloridebalans

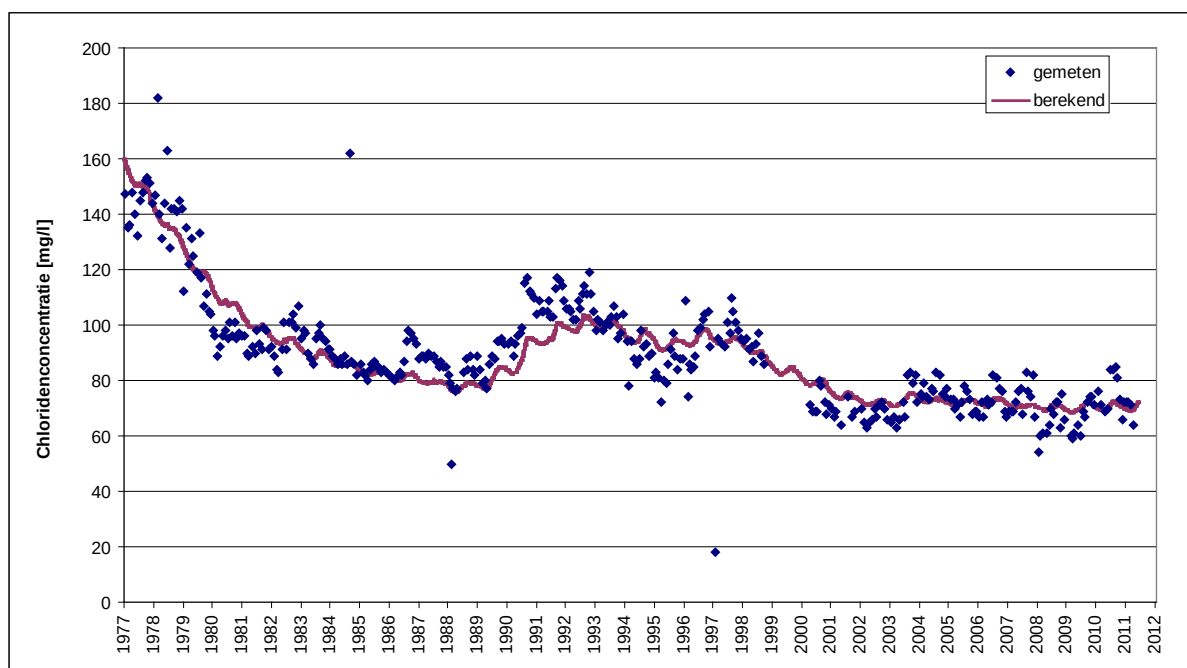
Met de water- en chloridebalans is eenvoudig begonnen: een meer op een constant peil, waar neerslag op valt en verdamping van water optreedt. Eventuele tekorten of overschotten worden verrekend met de boezem. Het resultaat van deze berekening is weergegeven in figuur 5.3.



Figuur 5.3 Gemeten en berekend chloridegehalte bij een waterbalans met neerslag, verdamping en uitwisseling met de boezem

Uit figuur 5.3 blijkt dat met alleen neerslag, verdamping en uitwisseling met de boezem in het meer een veel hoger chloridegehalte wordt berekend dan is gemeten. Blijkbaar is er nog een andere balanspost die zorgt voor verzoeting van het meer. Gezien het conceptuele model van het hydrologisch systeem (figuur 4.4) wordt verwacht dat het hier toestroming van grondwater betreft.

Voor de bijdrage van het grondwater in de water- en chloridebalans van het meer zijn er twee knoppen om aan te draaien: de hoeveelheid en de gemiddelde concentratie. Beiden zijn gevarieerd totdat de berekende chlorideconcentratie zo goed mogelijk aansluit bij de gemeten waarden. Het beste resultaat wordt verkregen bij een gemiddelde jaarlijkse instroom van grondwater van circa 0,6 Mm³, met een gemiddeld chloridegehalte van 65 mg/l. Het resultaat van deze berekening is in figuur 5.4 weergegeven.



Figuur 5.4 Gemeten en berekend chloridegehalte met de geijkte water- en chloridebalans (inclusief bijdrage grondwater)

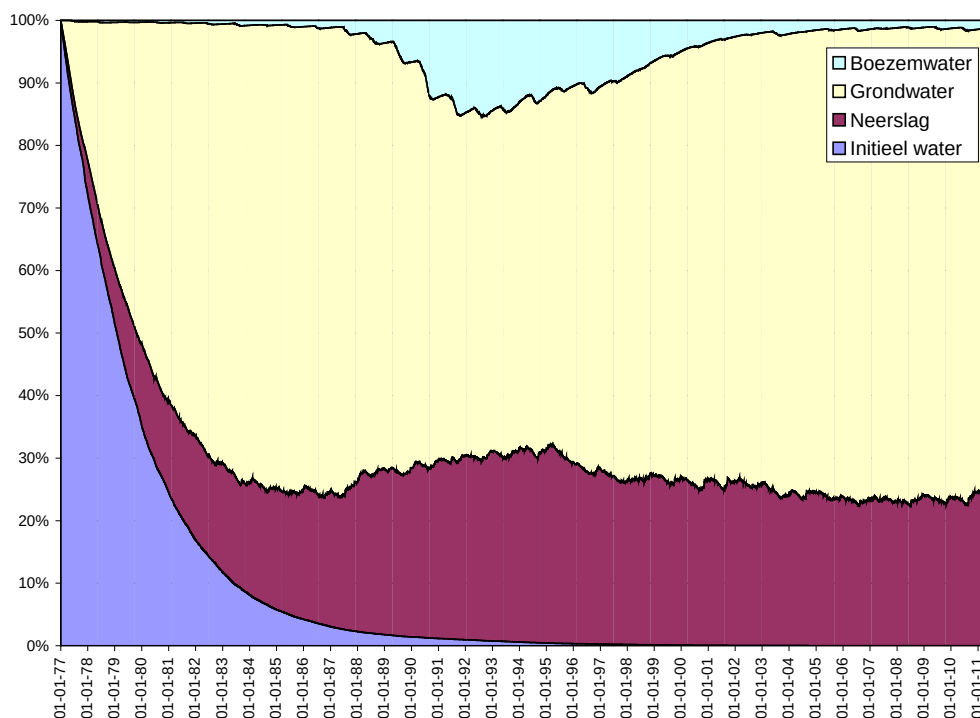
Een samenvatting van de verschillende posten van de water- en chloridebalans is gegeven in tabel 5.1.

Tabel 5.1 Samenvatting water- en chloridebalans

Waterbalanspost	Periode 1977-2011		Periode 2000-2009	
	Hoeveelheid [m ³ /jaar]	[mm/jaar]*	Hoeveelheid [m ³ /jaar]	[mm/jaar]*
Neerslag (in)	297.000	826	318.000	884
Verdamping (uit)	333.000	926	338.000	939
Boezem (uit)	589.000	1626	716.000	1989
Grondwater (in), waarvan	625.000	1726	736.000	2044
- ondiep grondwater (circa 62%)	391.000	1.079	460.000	1277
- diep grondwater (circa 38%)	234.000	647	276.000	767

* oppervlak Oosterduinse Meer is 36 ha

Met de water- en chloridebalans kan ook bekeken worden wat het aandeel van de verschillende balansposten is in het water van het meer. Het resultaat van deze berekening, de fractiesom, is weergegeven in figuur 5.5.



Figuur 5.5 *Fractiesom Oosterduinse Meer*

Uit figuur 5.5 blijkt dat het water in het Oosterduinse Meer voor circa 75% uit grondwater bestaat en voor ruim 20% uit neerslag. Het aandeel boezemwater in het meer bedraagt slechts enkele procenten. Uit figuur 5.5 blijkt ook duidelijk dat in de periode 1989 – 2000, waarin sprake was van een relatief lage stijghoogte (zie figuur 4.3), de toestroom van grondwater beperkt was en dat daardoor het aandeel boezemwater in het meer toenam.

5.3 Berekeningen grondwatermodel

5.3.1 Inleiding

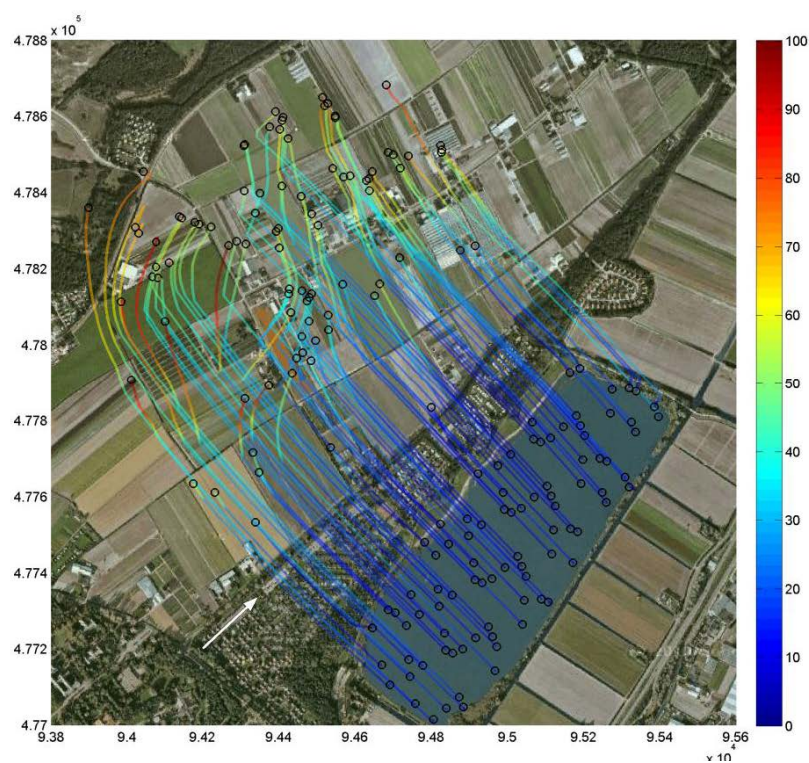
Een verdere analyse van het Oosterduinse Meer en het omringende grondwatersysteem is uitgevoerd met behulp van het bestaande grondwatermodel dat drinkwaterbedrijf Waternet heeft ontwikkeld en beheert, genaamd AMWADU. Dit model is gebouwd om het grondwater rondom het infiltratiegebied in de Amsterdamse Waterleidingduinen te simuleren. Het Oosterduinse Meer bevindt zich ten zuiden hiervan en valt nog in het fijne gedeelte van het modelgebied. Voor de periode 1-1-1990 tot 1-1-2009 wordt het grondwatermodel met tijdstappen van een maand doorgerekend.

Artesia heeft het model voor berekeningen aan het Oosterduinse Meer aangepast en heeft analyses op de berekende resultaten uitgevoerd. Voor berekeningen aan het Oosterduinse Meer hebben de volgende wijzigingen van het model plaatsgevonden:

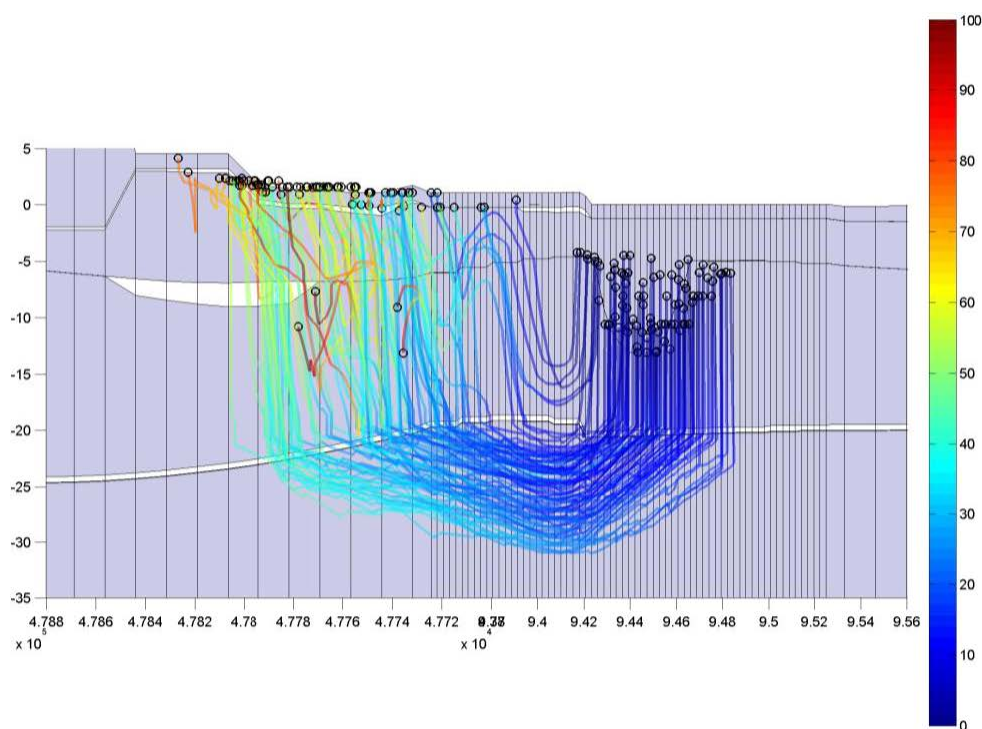
- Aanpassing rekengrid;
- Juiste diepte en locatie van het meer is in het model ingebracht;
- Aanpassing peilen in de omliggende polders van het Oosterduinse Meer;
- Aanpassing waterpeil in het Oosterduinse Meer.

5.3.2 Resultaten grondwaterstroming

In figuur 5.6 (bovenaanzicht) en figuur 5.7 (dwarsdoorsnede) is de berekende grondwaterstroming weergegeven. Hierbij is gekeken naar de locatie waar het in het meer opkwellende grondwater vandaan komt.



Figuur 5.6 *Berekende stroombanen vanaf het Oosterduinse Meer (achterwaarts, kleur geeft de reisduur van het grondwater in jaren aan)*



Figuur 5.7 *Dwarsdoorsnede berekende stroombanen vanaf het Oosterduinse meer (achterwaarts, kleur geeft de reisduur van het grondwater in jaren aan)*

Uit figuur 5.6 en 5.7 kan geconcludeerd worden dat vrijwel al het grondwater dat in het Oosterduinse Meer toestroomt, afkomstig is uit polder Het Langeveld. Er blijkt geen ter plaatse van de duinen infiltrerend regenwater in het Oosterduinse Meer terecht te komen. Het water dat ter plaatse van de duinen infiltreert kwelt in de verder oostelijk gelegen diepe polders op (Haarlemmermeerpolder). De reisduur van het grondwater dat in het Oosterduinse Meer opkwelt bedraagt tussen circa 20 en 80 jaar. De stroombanen bereiken een maximale diepte van circa NAP -30,0 m.

5.4 Resultaten water- en stoffenbalans

Met het model is het totale debiet van grondwater, dat naar het Oosterduinse Meer toestroomt, berekend. Deze berekende toestrooming varieert tussen ca. 500 en 1400 m³/dag. Gemiddeld is dit ongeveer de helft van wat met de water- en stoffenbalans is berekend (zie paragraaf 5.2.2).

Met behulp van de gegevens uit het grondwatermodel is de chloridebalans van het meer nader geanalyseerd. Hierbij is gekeken naar de bijdrage van individuele factoren (neerslag, verdamping, toestrooming grondwater, boezempeil) in de dynamiek van de chloridegehalten. Hieruit is gebleken dat op basis van deze factoren de gemeten seizoensvariaties in de chloridegehalten in het meer niet volledig te verklaren zijn. Deze constatering leidt tot twee mogelijke veronderstellingen:

- Er is sprake van een aanzienlijke uitwisseling met de boezem op basis van bijvoorbeeld wind en kleine peilverschillen binnen een dag;
- Het meer mengt niet volledig (de berekende fluctuatie hangt immers lineair samen met het volume van het meer).

Uitgaande van een plasvolume van 30% dat mengt en een dagelijkse uitwisseling met de boezem van circa 400 m³/dag wordt de beste overeenstemming tussen de berekende en gemeten waarden verkregen.

Op basis van de verschillende fluxen en fosforconcentraties wordt voor het Oosterduinse Meer een externe fosforbelasting van circa 4,2 ton/jaar verwacht. Dit ligt ver boven de berekende kritische fosforbelasting (zie hoofdstuk 3). Het is dan ook niet verwonderlijk dat blauwalgen hier een probleem vormen.

6. Maatregelen

Gegeven het inzicht in het functioneren van het watersysteem van het Oosterduinse Meer is gekeken welke maatregelen mogelijk zijn om de waterkwaliteit in het Oosterduinse Meer te verbeteren. Duurzame maatregelen om de blauwalgen problematiek terug te dringen moeten vooral worden gezocht in het terugdringen van de eutrofiering van het meer. De fosforbelasting moet wel gigantisch afnemen voor een effect in de vorm van een afname van het aantal algen te verwachten is. Het is niet zo dat iedere kleine afname in de belasting helpt.

Er is een groslijst van maatregelen opgesteld die mogelijk zijn om de waterkwaliteit van (diepe) plassen te verbeteren. Voor het Oosterduinse Meer is deze groslijst doorlopen en is gekeken welke maatregelen een mogelijke oplossing zijn van het waterkwaliteitsprobleem in het Oosterduinse Meer. In tabel 6.1 zijn de resultaten weergegeven.

Tabel 6.1 Groslijst maatregelen en afweging

Nr	Maatregel	Mogelijke oplossing voor verbetering waterkwaliteit Oosterduinse Meer?
1a	Isoleren	Geen oplossing want aandeel grondwater wordt groter en daarnaast niet mogelijk omdat recreatievoorzieningen (deels) onder water komen te liggen. Daarnaast doet het meer dienst als berging van de boezem.
1b	Verminderen inlaat water	Geen oplossing want aandeel grondwater wordt groter en er is een bron van “schoon”water nodig.
2	Mengen	Analyse effectiviteit en haalbaarheid
3a	Defosfateren – inlaat ijzerdosering	Geen oplossing want inlaatwater is niet het probleem.
3b	Defosfateren – inlaat helofytenfilter	Geen oplossing want inlaatwater is niet het probleem.
3c	Defosfateren – inlaatwater (boezem)	Analyse effectiviteit en haalbaarheid
3d	Defosfateren – bodem + water meer	Analyse effectiviteit en haalbaarheid
4	Baggeren	Geen oplossing want kwaliteit bagger is niet het probleem.
5	Afdekken bodem	Zie maatregel 10
6	Flexibel peilbeheer	Geen oplossing want dan wordt plas volledig grondwater gestuurd, dus verslechtert waterkwaliteit verder en daarnaast niet mogelijk omdat recreatievoorzieningen (deels) onder water komen te liggen.
7	Populatie vogels aanpakken	Geen oplossing want vogels zijn niet de belangrijkste oorzaak van het waterkwaliteitsprobleem.
8	Afvangen drainagewater	Geen oplossing want drainagewater is niet de belangrijkste oorzaak van het waterkwaliteitsprobleem.
9	Strijk lengte verminderen (PCLake)	Opwoeling van slib vormt hier niet het waterkwaliteitsprobleem, dus is de strijk lengte verminderen ook geen oplossing voor het waterkwaliteitsprobleem in het meer.
10	Hydrologische barrière	Door het aanbrengen van een hydrologische barriere op de bodem van de plas wordt de grondwatertoestroming beperkt. Er moet dan wel voldoende schoon, slecht doorlatend materiaal beschikbaar zijn en mogelijk is ook een verbetering van de boezemwaterkwaliteit nodig. Nader onderzoeken op haalbaarheid.
11	Actief biologisch beheer (flora/fauna)	Geen oplossing want verminderd aanvoer fosfor niet.
12	Tijdelijke droogval	Niet mogelijk, want meer is te diep.
13	Slibvang aanleggen	Geen oplossing want vervuild slib is geen probleem: noch door vertroebeling noch door toxiciteit.
14	Gradiënt creëren	Geen oplossing want verminderd aanvoer fosfor niet.
15	IJzerscherm	Geen reële oplossing, omdat stroombanen grondwater tot circa NAP -30 m reiken en dus een zeer diep scherm nodig is.
16	Aanpak bron (bollenteelt)	Gezien de reisduur van het grondwater is dit alleen een oplossing voor de zeer lange termijn (>> 50 jaar).
17	Verwijderen aflat (duiker) Noordzijdepolder	Geen oplossing want de aflat heeft gezien de hoeveelheid toestromend grondwater een verwaarloosbare invloed op de waterkwaliteit van het meer.

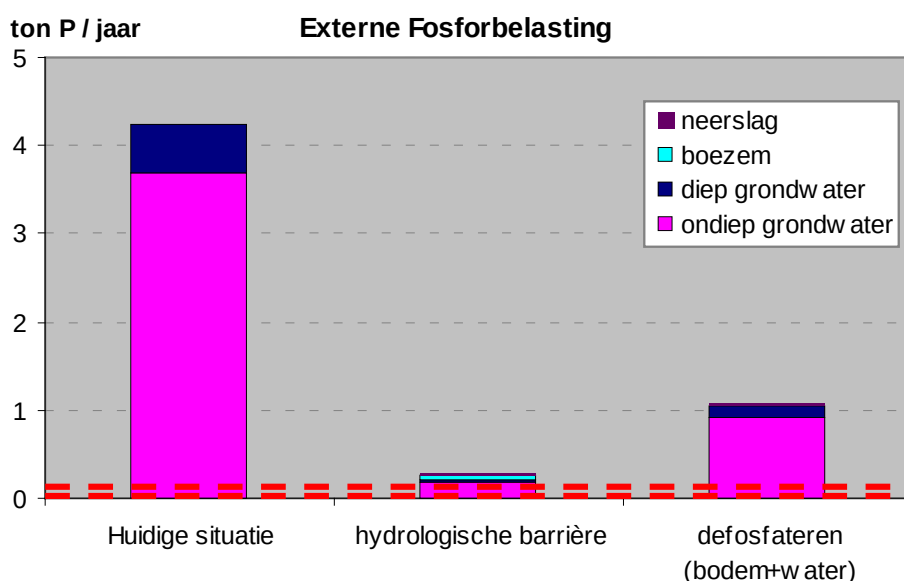
18	Silicaat toevoegen	Doel is om met silicaat te sturen op de algensamenstelling. Methode wordt toegepast in de mariene biologie (zout water), verwacht wordt dat dit geen efficiënte methode is voor de problematiek in het Oosterduinse Meer.
19	Onttrekken of afvangen van grondwater	Om de toestroom van fosfor via het grondwater te beperken kan grondwater worden afgevangen (drainage onder vrij verval) of worden onttrokken (middels een actieve bemaling). Uit gegevens van de huidige belasting van het meer (circa 4,2 ton p/jaar) en de kritische belasting (orde grootte 0,05 ton p/jaar) blijkt dat meer dan circa 90% van het grondwater zal moeten worden afgevangen of onttrokken om de belasting vanuit het grondwater voldoende te doen verminderen. Deze hoeveelheid grondwater kan niet onder vrij verval worden afgevangen en bij een actieve onttrekking zal meer water moeten worden onttrokken dan nu van nature naar het meer toestroomt. Dit leidt tot een verdroging in de omgeving van de onttrekking.

Uit een analyse van de maatregelen om de waterkwaliteit te verbeteren, komt een aantal maatregelen naar voren die nader op effectiviteit en haalbaarheid geanalyseerd kunnen worden. In tabel 6.2 zijn deze op volgorde van vervolgonderzoek met een korte toelichting opgesomd. De waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer kan alleen verbeterd worden als de belasting via het grondwater wordt weggenomen. Als dit voor circa meer dan 90% lukt, kunnen aanvullende maatregelen voor een verdere verbetering van de waterkwaliteit zorgen.

Tabel 6.2 *Te onderzoeken maatregelen voor verbetering waterkwaliteit Oosterduinse Meer*

Maatregel	Toelichting
Hydrologische barrière	Een hydrologische barrière in de vorm van een kleilaag op de bodem van het meer kan een effectieve maatregel zijn om de toestrooming van grondwater te beperken (zie figuur 6.1, uitgaande van een beperking van de grondwatertoestroom van 95%). Een barrière in de vorm van een verticale damwand lijkt (gezien de benodigde diepte (circa 30 m) op voorhand voor wat betreft kosten niet haalbaar. In onderzoek naar de verdere haalbaarheid van deze maatregel moet in ieder geval aandacht besteed worden aan de benodigde weerstand van een hydrologische barrière om de toestrooming van grondwater voldoende te beperken. Vervolgens moet bekeken worden hoeveel slecht doorlatend materiaal (dikte van de weerstandbiedende laag) nodig is om deze weerstand te bereiken. Mogelijk moet de bodemafdicthting verzwaaard worden om blijvende opwerveling te voorkomen. In het verdere onderzoek naar de haalbaarheid kan ook de toepassing van behandeld bagger meegenomen worden. Aandachtspunt bij het aanbrengen van een bodemafdicthting is de resterende waterdiepte. Vanwege de waterkwaliteit moet deze minimaal circa 10 m bedragen. Mocht dit een probleem opleveren dan kan deze maatregel eventueel voorafgegaan worden door een verdieping van het meer in combinatie met zandwinning. Een ander aandachtspunt is bij het aanbrengen van een bodemafdicthting is dat in de omgeving van het meer risico's op grondwateroverlast kunnen toenemen. In een vervolgonderzoek moeten deze risico's nader beschouwd worden.
Mengen	Een minder duurzaam maar waarschijnlijk zeer effectieve oplossing is mengen, analoog aan de situatie in de Nieuwe Meer. Deze techniek leidt tot drastische verlaging van de biomassa van probleemalgen in meren met stratificatie. Wel geldt dat mengen alleen effect heeft op drijfslagvormende blauwalgen. Sinds 2008 wordt plantothrix ook gerekend tot de giftige algen als gevolg waarvan zwemverboden kunnen gelden. Het is niet duidelijk of mengen ook helpt tegen deze algen.

Defosfateren bodem + water meer	Een andere (minder duurzame) maatregel is het defosfateren van de bodem en het water in het meer. Er is echter sprake van een continue aanvoer van fosfor en dus zal defosfateren blijvend noodzakelijk zijn. In figuur 6.1 is het effect van defosfateren (met een rendement van 75%) op de fosforbelasting weergegeven. Op basis van deze berekening wordt verwacht dat het defosfateren niet voldoende effectief is om de fosforbelasting te verminderen. Verdere haalbaarheid (hoeveelheid benodigde ijzertoevoeging, rendement en bijbehorende kosten) van deze maatregel moet onderzocht worden.
Defosfateren inlaatwater (boezem)	Defosfateren van het water dat via de boezem het meer instroomt heeft alleen zin als de toestroming van fosfor via het grondwater beperkt kan worden.



Figuur 6.1 Fosforbelasting van Oosterduinse Meer in de huidige situatie en bij twee fosforreducerende maatregelen. De rode lijnen geven de toelaatbare (onderste) en de overmatige fosforbelasting (bovenste) voor Oosterduinse Meer aan.

7. Conclusies

Het Oosterduinse Meer valt onder de Europese Zwemwater Richtlijn. In het meer is vaak sprake van een grote populatie blauwalgen (zowel wel als niet drijfslaagvormend). Als gevolg van de groei van blauwalgen wordt meerdere keren per jaar een zwemwater waarschuwing gegeven.

In het Oosterduinse Meer worden zeer hoge concentraties fosfor gemeten, er blijkt niet of nauwelijks sprake te zijn van fosforlimitatie. De concentratie aan fosfor is in de belangrijkste aanvoerposten (de boezem en met name in het ondiepe grondwater) nóg hoger dan in het Oosterduinse Meer. De kwaliteit van het grondwater wordt sterk beïnvloed door het agrarische grondgebruik rond het meer.

In het Oosterduinse Meer treedt kwel van grondwater op, in de orde grootte van gemiddeld circa 1.000 m³/dag. Het water dat in het meer opkwelt is vrijwel volledig afkomstig van ter plaatse van polder Het Langeveld geïnfiltreerd water. Het water dat ter plaatse van de duinen infiltreert, kwelt ten oosten van het meer in de dieper gelegen polders op. De reistijd van het grondwater van polder Het Langeveld naar het Oosterduinse Meer bedraagt circa 20 tot 80 jaar. Het toestromende grondwater bereikt een maximale diepte van circa NAP -30 m.

Gezien de hoeveelheid toestromend grondwater en het recreatief landgebruik in het noordelijke deel van de Noordzijdepolder wordt verwacht dat de aflat van de Noordzijdepolder een verwaarloosbare invloed heeft op de waterkwaliteit in het Oosterduinse Meer.

Duurzame maatregelen om de blauwalgen problematiek terug te dringen moeten vooral worden gezocht in het terugdringen van de eutrofiering van het meer. Uit een analyse van de maatregelen om de waterkwaliteit te verbeteren, komt een aantal maatregelen naar voren die nader op effectiviteit en haalbaarheid geanalyseerd kunnen worden. De waterkwaliteit van het Oosterduinse Meer kan alleen verbeterd worden als de belasting via het grondwater wordt weggenomen.

Onderzoek naar de verdere haalbaarheid van maatregelen moet dan ook gestart worden met het onderzoeken van de haalbaarheid van een hydrologische barrière op de bodem van het meer (bodemafdichting). Aandachtspunten daarbij zijn de benodigde hydraulische weerstand en bijbehorende dikte van de bodemafdichting, de toepassing van behandelde bagger, de resterende waterdiepte, risico's op grondwateroverlast in de omgeving en de kosten.

Mengen is een minder duurzame maar waarschijnlijk wel effectieve oplossing tegen drijfslaagvormende blauwalgen. Het nut van mengen tegen niet drijfslaagvormende maar wel giftige algen moet nader onderzocht worden.

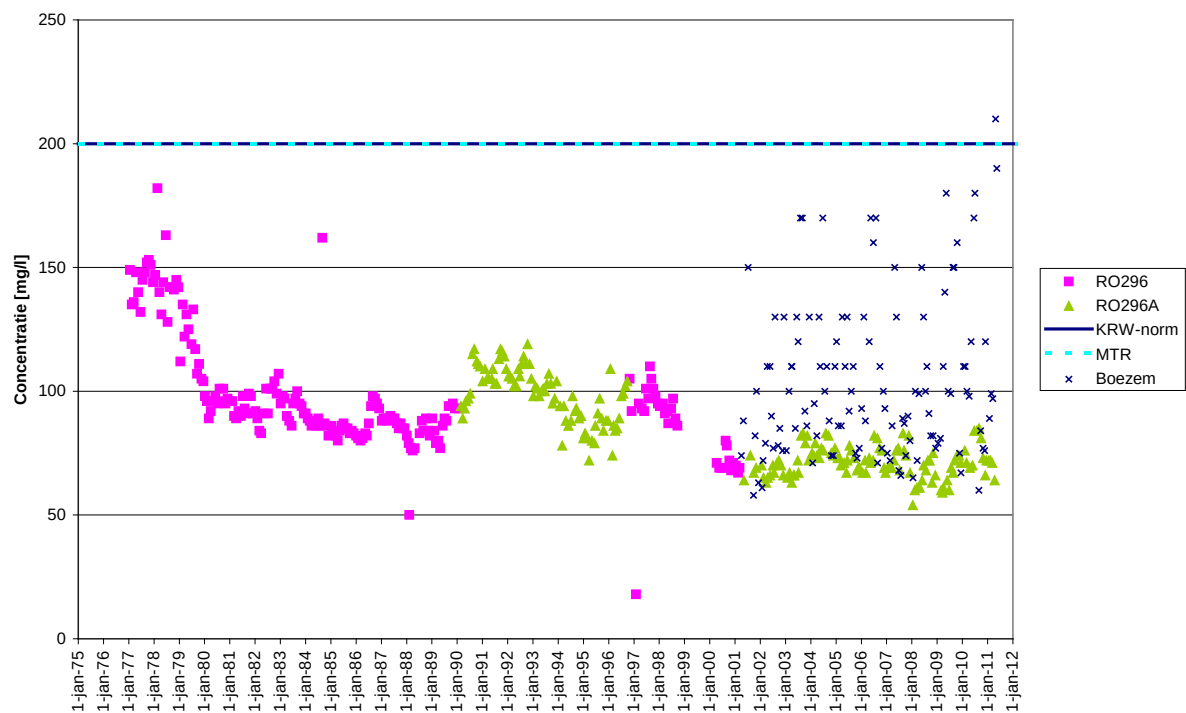
Voor het defosfateren van de bodem en het water in het meer is een blijvende ijzertoediening noodzakelijk. Deze maatregel is minder duurzaam en waarschijnlijk niet voldoende effectief om de fosforbelasting voldoende te verminderen. Dit laatste kan in een vervolgonderzoek nader bekeken worden.

Het defosfateren van het inlaatwater (boezem) heeft alleen zin als de toestroom van fosfor via het grondwater beperkt kan worden. Deze maatregel kan eventueel ingezet worden als verdere finetuning van het systeem.

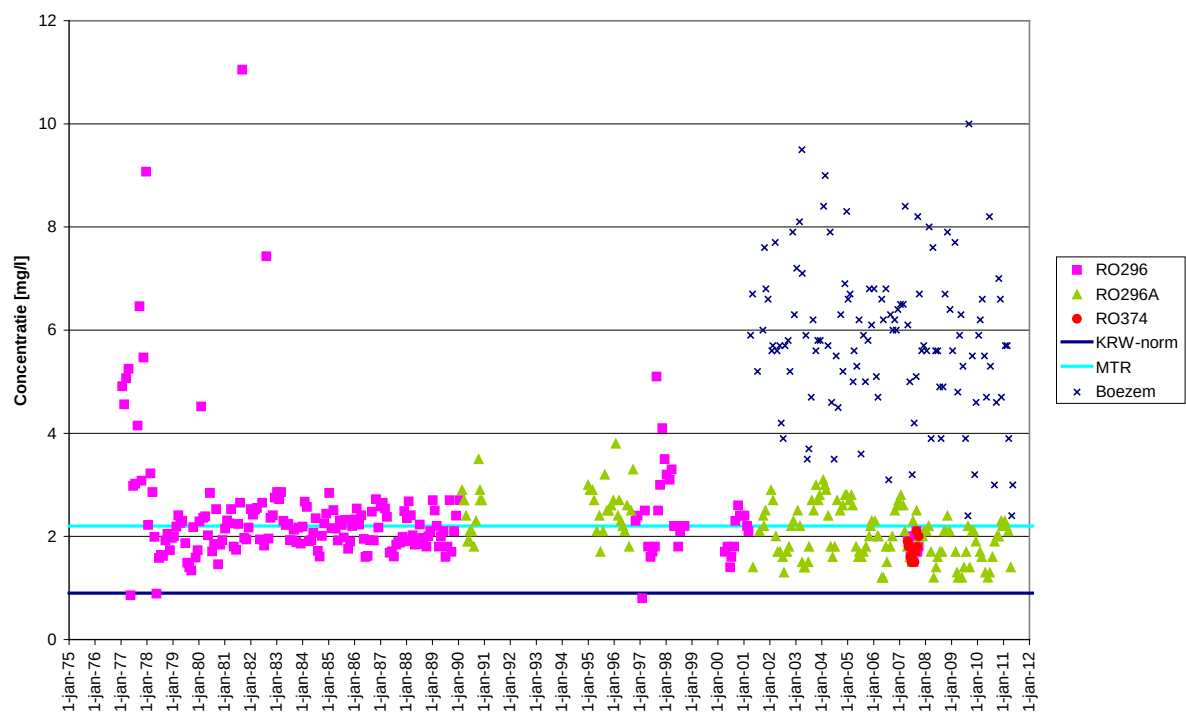
8. Aanbevelingen

Op basis van de berekeningen wordt verwacht dat mogelijk geen totale menging in het meer plaatsvindt en dat er sprake is van meer uitwisseling met de boezem dan alleen op basis van de waterbalans van het meer berekend wordt. Aanbevolen wordt om beide factoren middels metingen nader te onderzoeken.

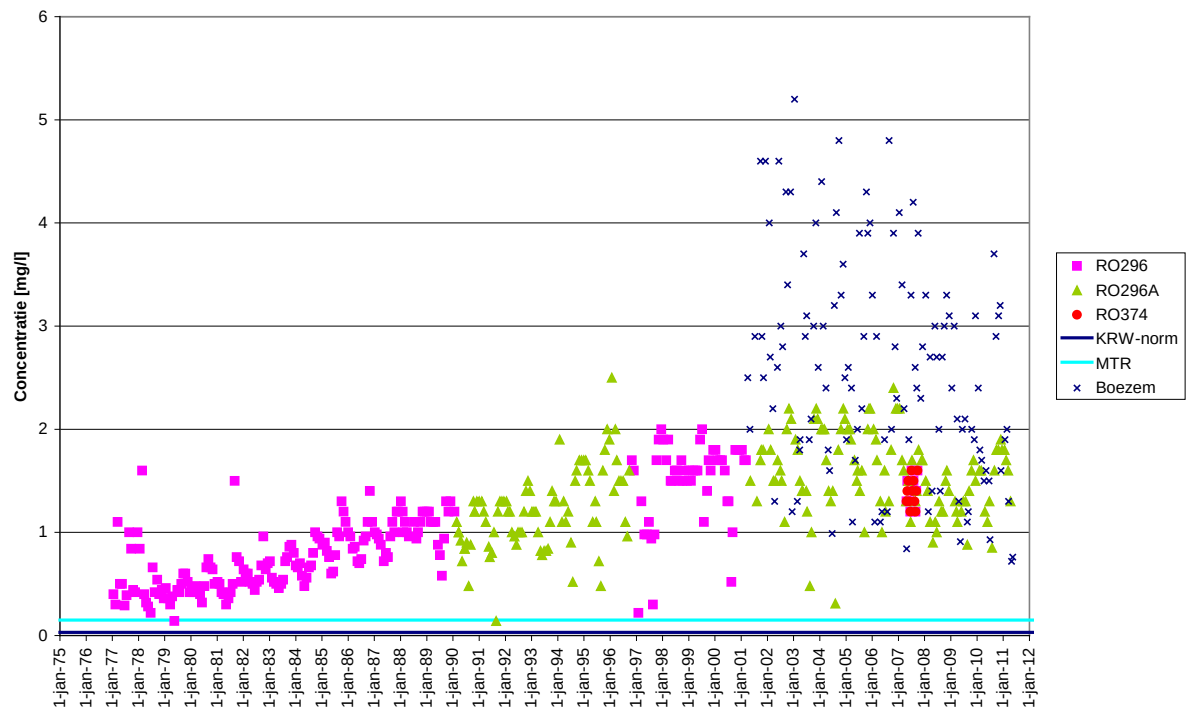
Bijlage 1 Gegevens oppervlaktewaterkwaliteit



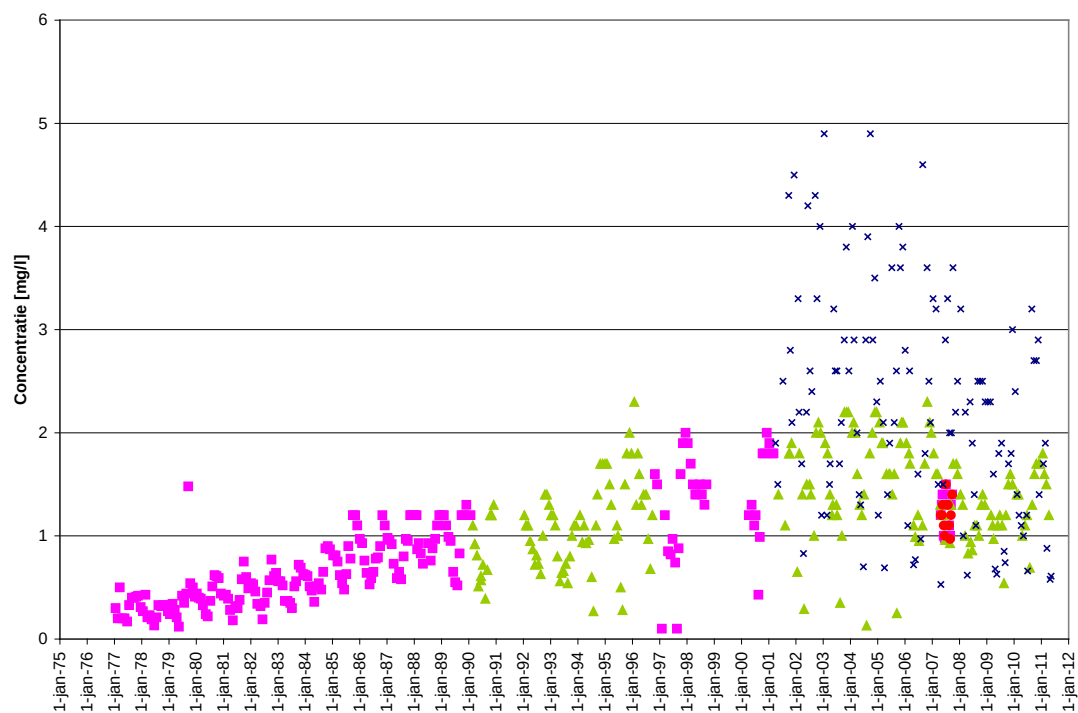
Figuur B1.1 Verloop chlorideconcentratie Oosterduinse Meer, boezemwater en normen



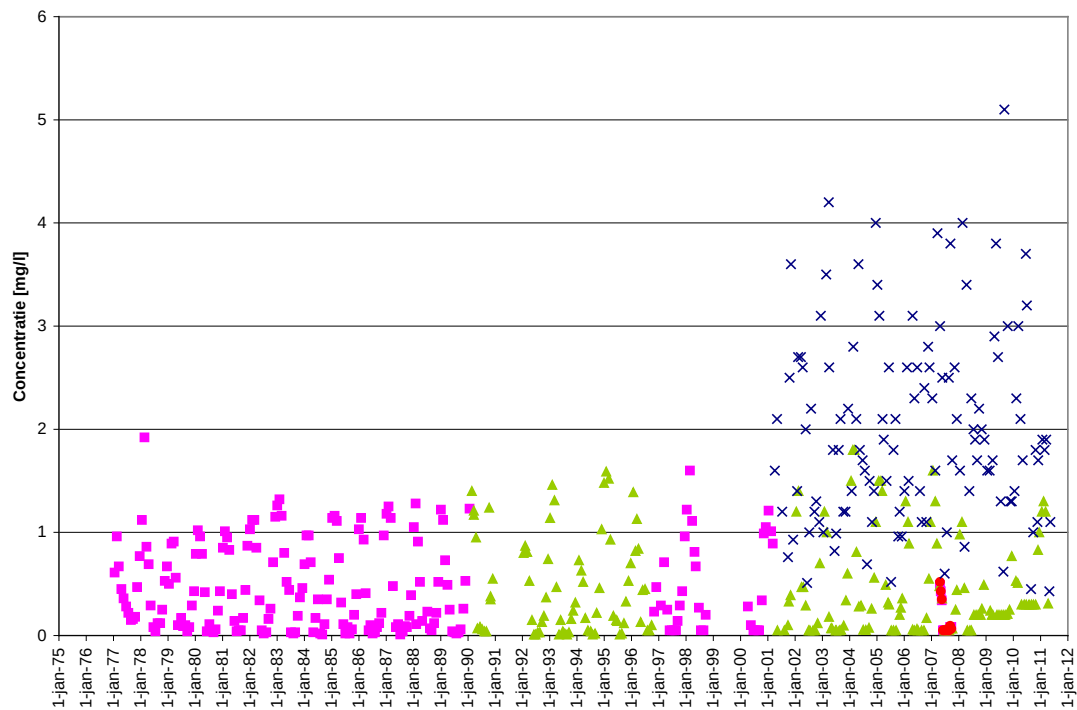
Figuur B1.2 Verloop concentratie N-totaal Oosterduinse Meer, boezemwater en normen



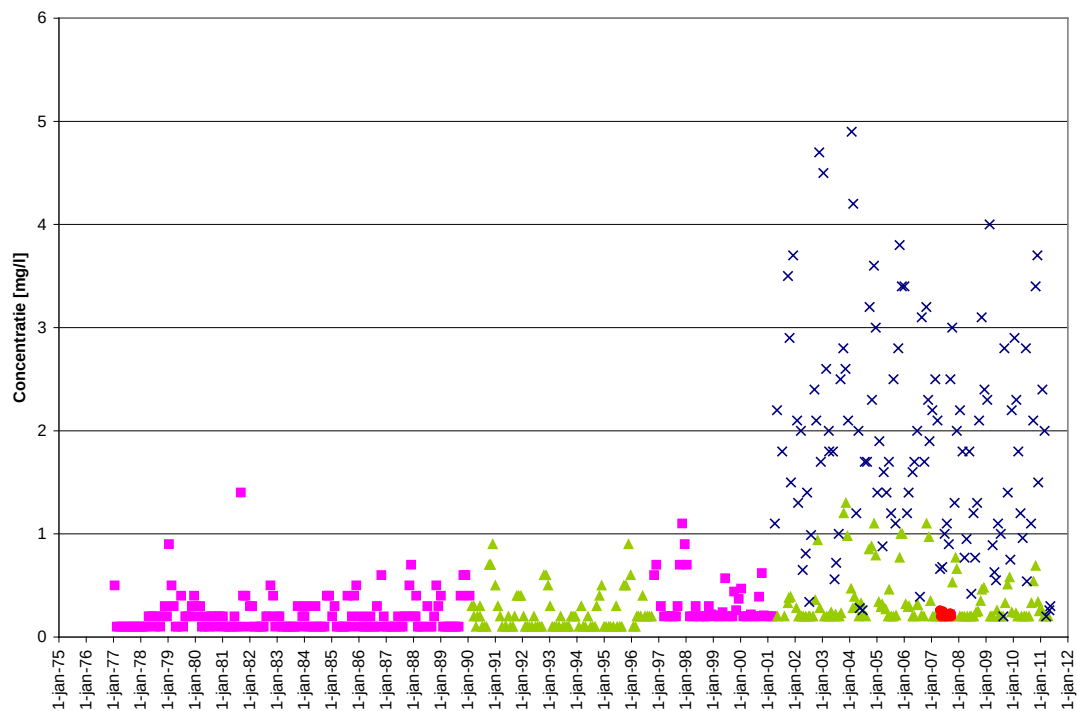
Figuur B1.3 Verloop concentratie P-totaal Oosterduinse Meer, boezemwater en normen



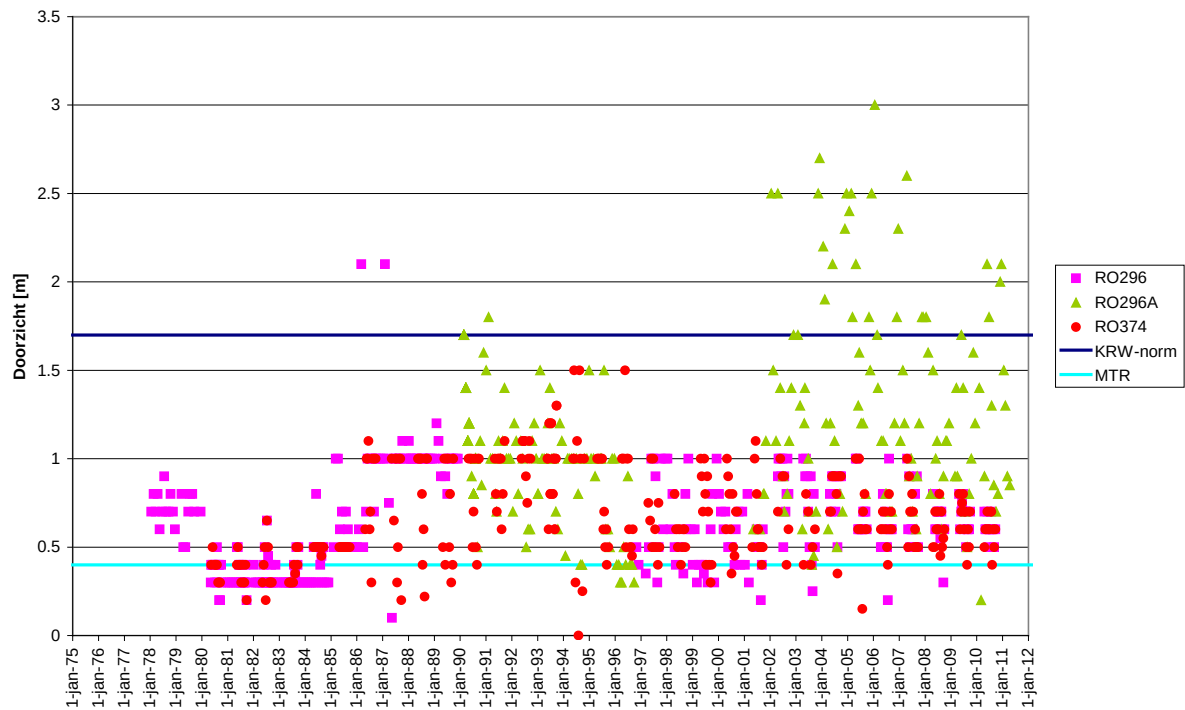
Figuur B1.4 Verloop concentratie Ortho P Oosterduinse Meer, boezemwater



Figuur B1.5 Verloop concentratie NOx Oosterduinse Meer, boezemwater



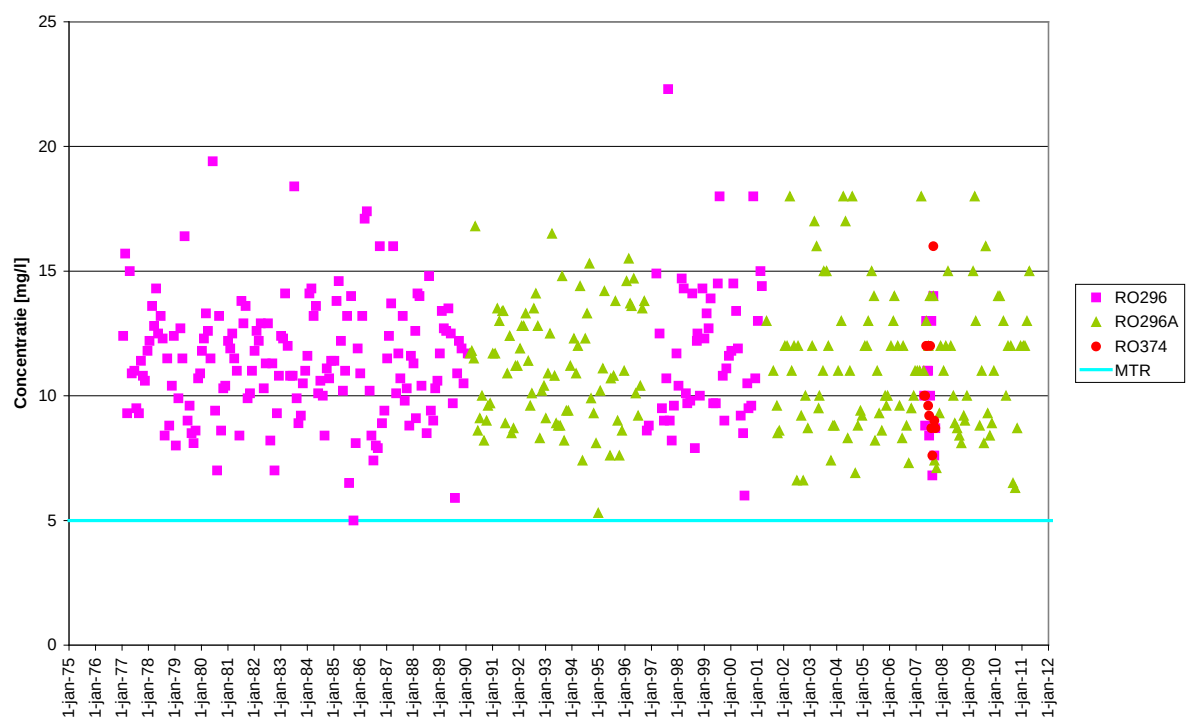
Figuur B1.6 Verloop concentratie NH4 Oosterduinse Meer, boezemwater



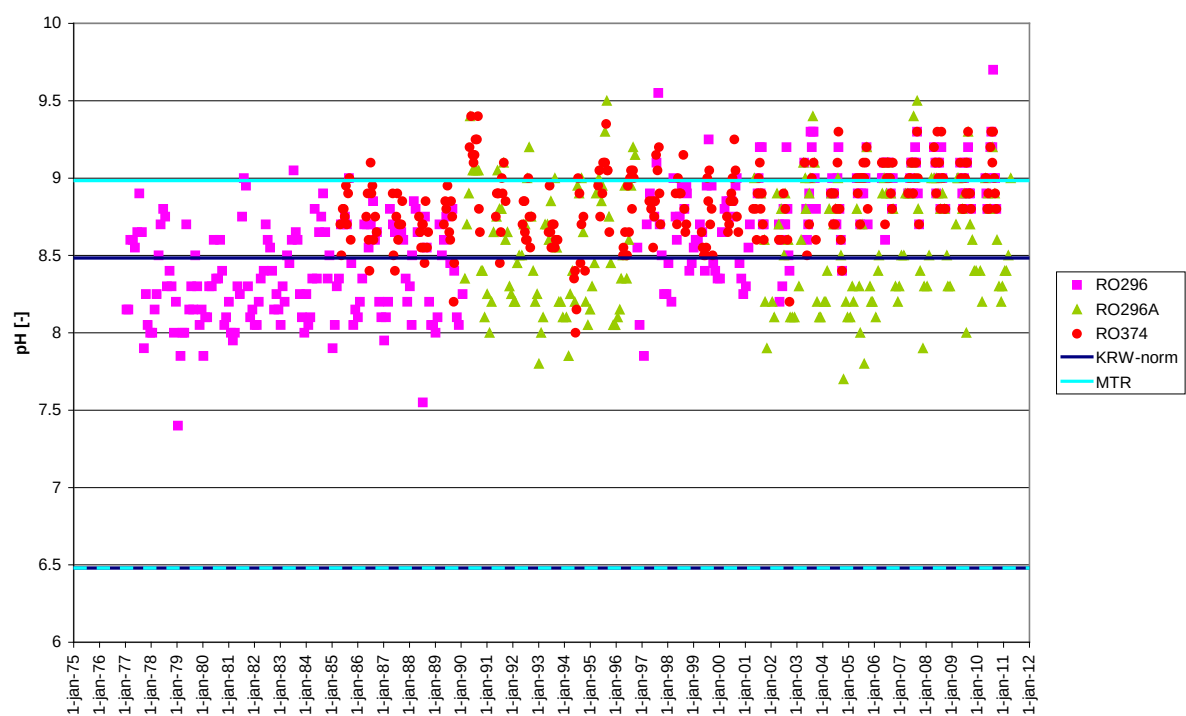
Figuur B1.7 Verloop doorzicht Oosterduinse Meer en normen



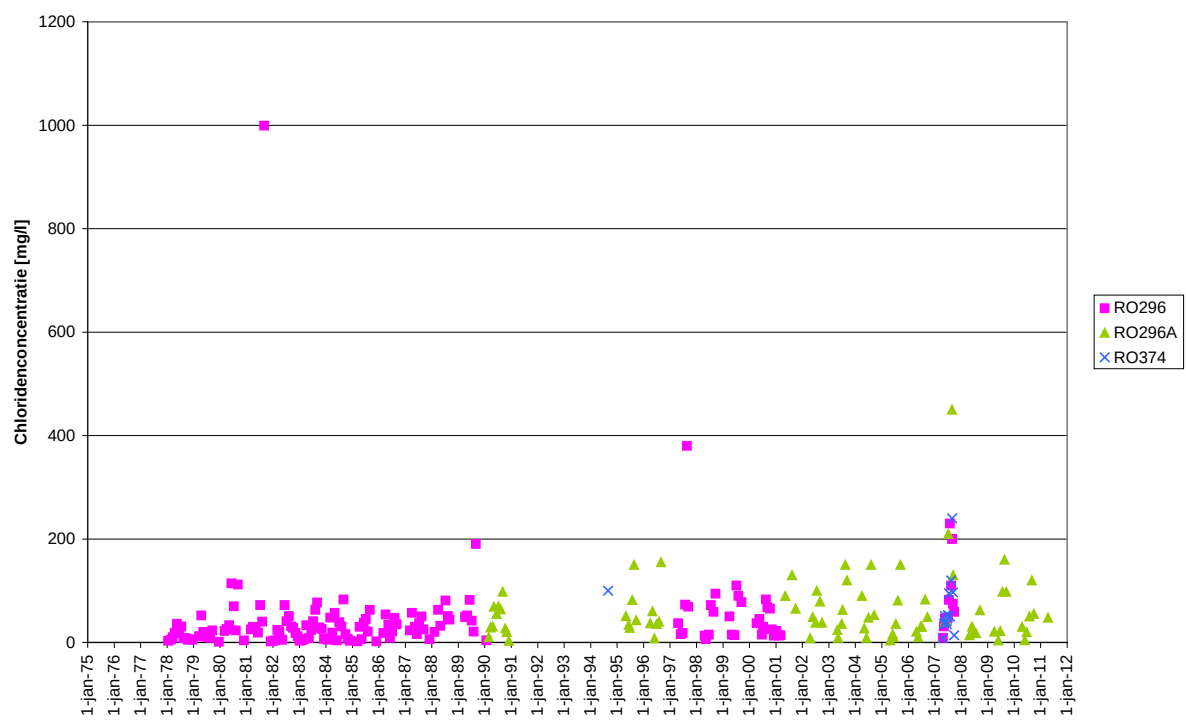
Figuur B1.8 Verloop temperatuur Oosterduinse Meer en normen



Figuur B1.9 Verloop zuurstofconcentratie Oosterdunse Meer en normen



Figuur B1.10 Verloop zuurgraad Oosterdunse Meer en normen



Figuur B1.11 Verloop chlorofyl Oosterduinse Meer

Bijlage 2 Gegevens algensamenstelling

Gebruikte afkortingen blauwalggeslachten:

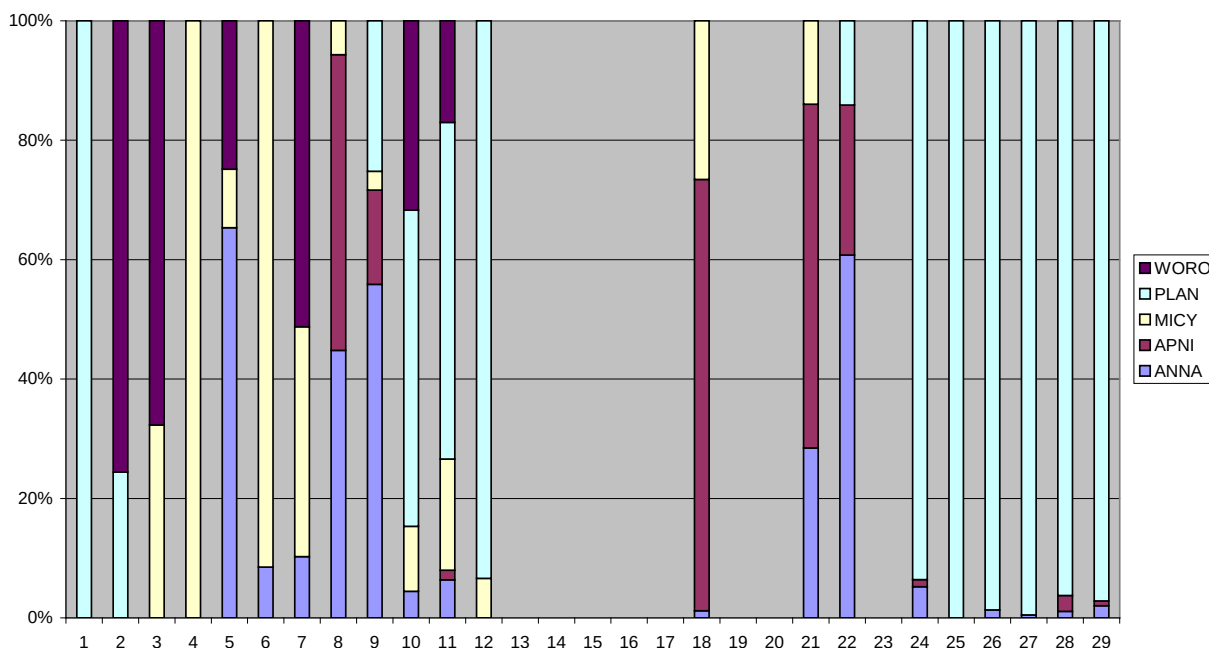
WORO = Woronichinia

PLAN = Planktothrix (geen drijfslaagvormer)

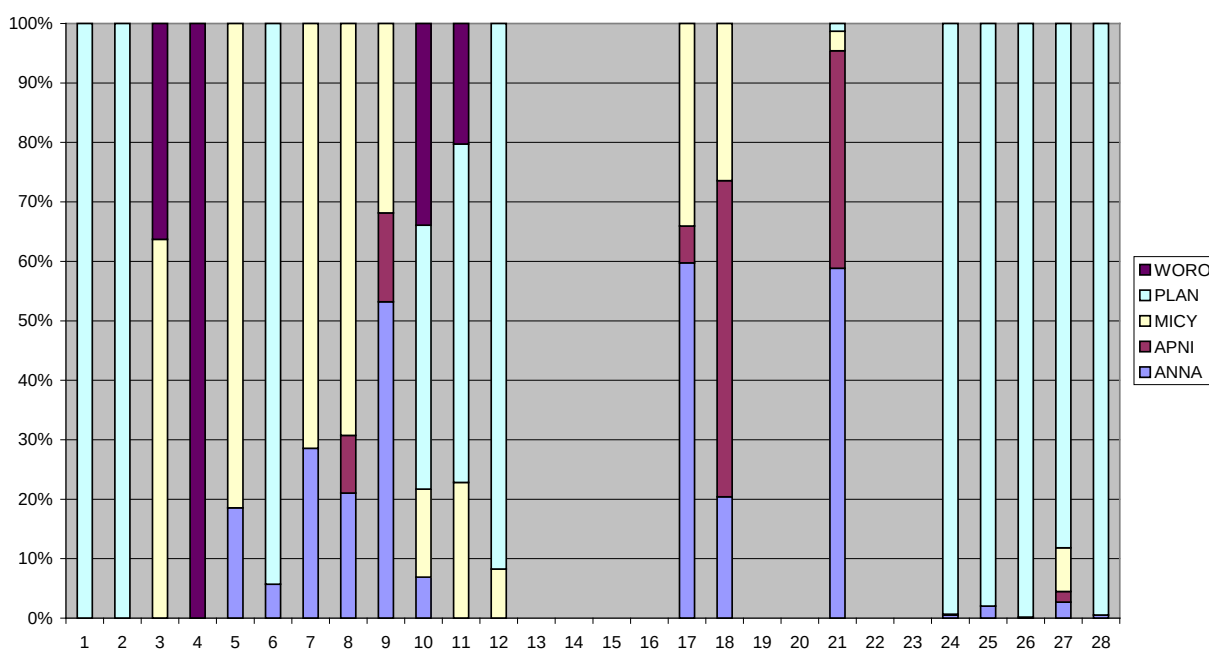
MICY = Microcystis

APNI = Aphanizomenon (geen drijfslaagvormer)

ANNA = Annabaena

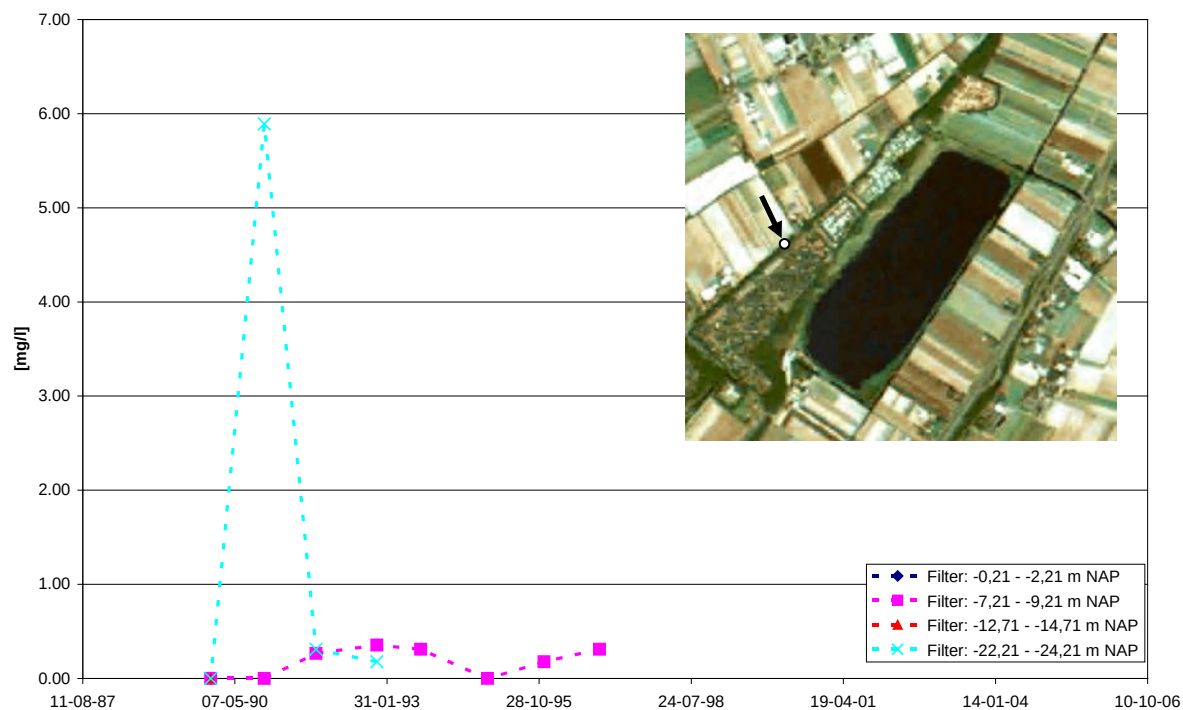


Figuur B2.1 Blauwalgsamenstelling Oosterdunse meer Westoever (RO374). Soortensamenstelling voor de jaren 2009 (meting 1 t/m 12) en 2010 (meting 13 t/m 29).

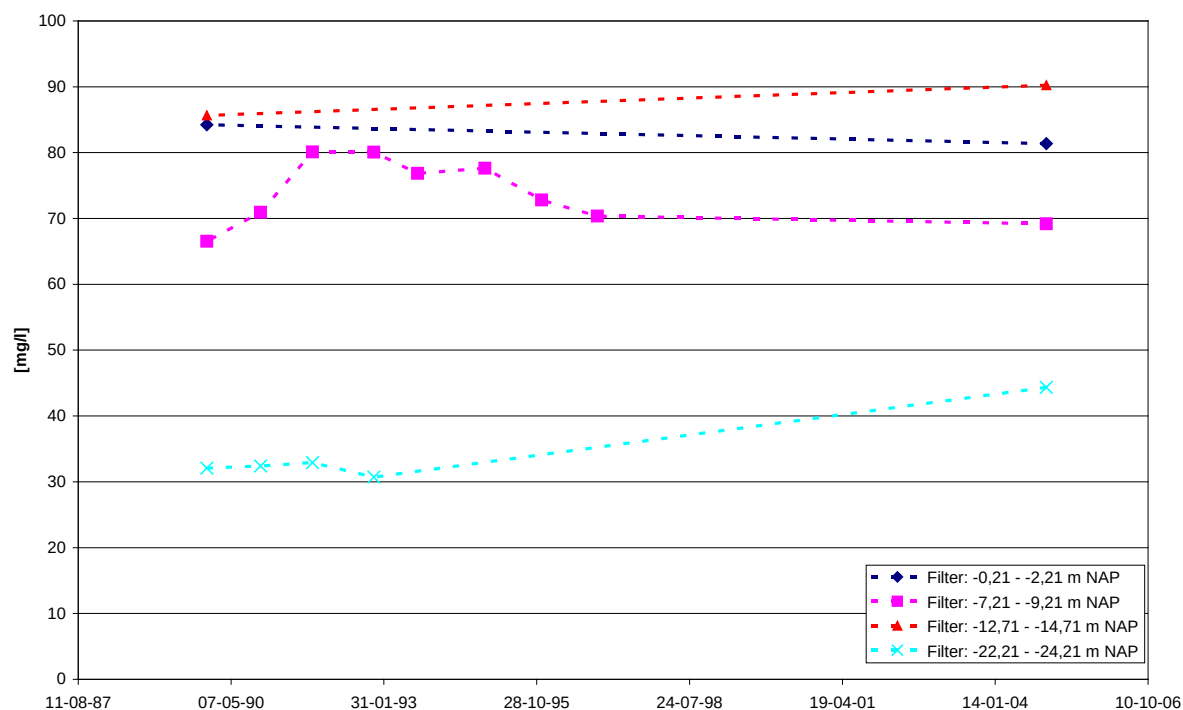


Figuur B2.2 Blauwalgsamenstelling Oosterdunse meer Zuidoever (RO296). Soortensamenstelling voor de jaren 2009 (meting 1 t/m 12) en 2010 (meting 13 t/m 29).

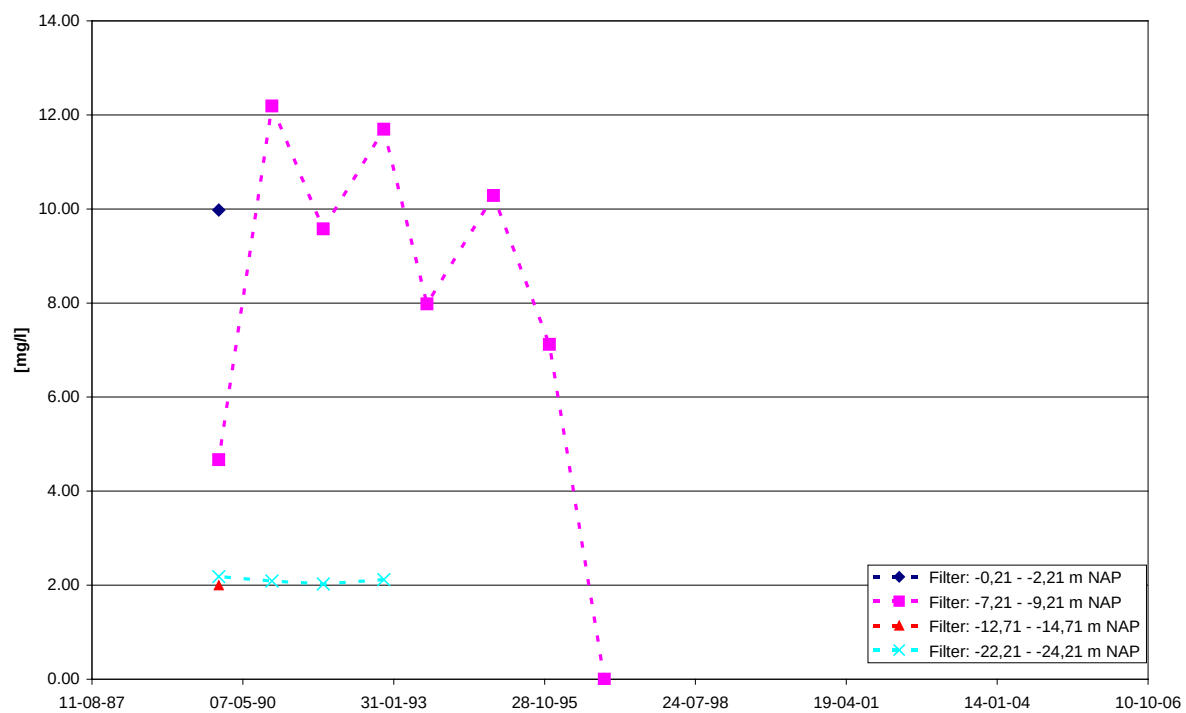
Bijlage 3 Gegevens grondwaterkwaliteit



Figuur B3.1 Nitraatgehalten grondwater (peilbuis B24H0649)



Figuur B3.2 Chloridegehalte grondwater (peilbuis B24H0649)



Figuur B3.3 Fosfor (TOTP) gehalte grondwater (peilbuis B24H0649)