

Evaluatie en optimalisatie mosselkartering

Een analyse van de huidige meetnetopzet in het
IJsselmeer/ Markermeer, de Benedenrivieren en de
Randmeren en aanbevelingen ter optimalisatie



W. Lengkeek
P.W. van Horsen
M.J.M. Poot
A. Bak
S. Bouma



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Evaluatie en optimalisatie mosselkartering

Een analyse van de huidige meetnetopzet in het IJsselmeer/ Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren en aanbevelingen ter optimalisatie

W. Lengkeek
P.W. van Horsen
M.J.M. Poot
A. Bak
S. Bouma



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

opdrachtgever: Rijkswaterstaat Waterdienst

25 november 2008
rapport nr. 08-153

Status uitgave: eindrapport
Rapport nr.: 08-153
Datum uitgave: 25 november 2008
Titel: Evaluatie en optimalisatie mosselkartering
Subtitel: Een analyse van de huidige meetnetopzet in het IJsselmeer/ Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren en aanbevelingen ter optimalisatie
Samenstellers: dr. W. Lengkeek
drs. P.W. van Horssen
drs. M.J.M. Poot
drs. A. Bak
drs. S. Bouma
Aantal pagina's exclusief bijlagen: 49
Project nr.: 08-300
Projectleider: dr. W. Lengkeek
Naam en adres opdrachtgever: Rijkswaterstaat Waterdienst
R. Noordhuis en G. Vossebelt
Postbus 17, 8200 AA Lelystad
Referentie opdrachtgever: Bestel nummer 4500122902
Akkoord voor uitgave: Teamleider Aquatische Ecologie
drs. Drs. A. Bak



Paraaf:

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Rijkswaterstaat Waterdienst

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaardigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder vooraf-gaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2000.



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

Voorwoord

In opdracht van Rijkswaterstaat wordt de toestand van zoetwatermosselen gemonitord in verschillende grote watersystemen. Dit gebeurt in de vorm van mosselkarteringen. Mosselen komen vaak geclusterd voor in klompjes of banken op en in de bodem, en vertonen daardoor een grillige verspreiding over het waterlichaam. Hierdoor is een relatief uitgebreide monitoring nodig om de toestand van mosselen in een watersysteem nauwkeurig te bepalen. De mosselkarteringen zijn daarom kostbaar.

Om een zo nauwkeurig mogelijk monitoringsprogramma na te streven en om onnodige kosten te besparen moet onderzocht worden of de mosselkartering geoptimaliseerd kan worden. Rijkswaterstaat verzocht Bureau Waardenburg de huidige meetnetopzet voor de mosselkartering te evalueren op basis van een statistische analyse aangevuld met expert judgement op basis van een jaren lange ervaring met het uitvoeren van mosselkarteringen. Bureau Waardenburg heeft dit onderzoek met veel genoegen uitgevoerd en hoopt dat de conclusie leidt tot een verdere optimalisatie van de meetnetopzet.

Het project is vanuit Bureau Waardenburg uitgevoerd door Wouter Lengkeek, Peter van Horssen, Martin Poot, Sietse Bouma en Arjenne Bak.

Het onderzoek is begeleid door Ruurd Noordhuis en Gerrit Vossebelt van Rijkswaterstaat Waterdienst. De opdracht werd geïnitieerd door Bart Reeze die op dat moment werkzaam was bij de Waterdienst. Alle betrokkenen worden hartelijk bedankt voor hun waardevolle inbreng.

Inhoud

Voorwoord.....	3
Samenvatting.....	7
1 Inleiding.....	11
1.1 Aanleiding.....	11
1.2 De huidige meetnetopzet.....	12
1.3 Nauwkeurige steekproef.....	13
1.4 Doel.....	14
1.5 Leeswijzer.....	14
2 Materiaal en methoden.....	15
2.1 Gebruikte data.....	15
2.2 Aanpassingen aan de dataset.....	15
2.3 Schaalniveau: KRW-waterlichamen.....	16
2.4 De meest gebruikte statistieken.....	17
2.5 De Normale-verdeling en de Poisson-verdeling.....	18
3 Analyse resultaten.....	21
3.1 De kwaliteit van de bemonstering (=steekproef) in relatie tot het aantal monsters (n-waarde).....	21
3.1.1 Het effect van het aantal monsterlocaties op de nauwkeurigheid van een waterlichaam-brede schatting.....	21
3.1.2 Het effect van het aantal submonsters op de nauwkeurigheid van een waterlichaam brede schatting.....	26
3.2 Verschillen in ruimtelijke vormgeving meetnetopzet.....	29
3.2.1 Ruimtelijke spreiding monsterpunten.....	29
3.2.2 Gridbemonsteringen versus raaien en transecten.....	31
3.3 Waterdiepte en materiaal.....	33
3.3.1 Ondiepe locaties: Case-study Randmeren.....	33
3.3.2 Verschillende bodemhappers: Case-study Randmeren.....	35
3.4 De kracht om trends in de tijd te ontdekken in relatie tot het aantal monsters.....	37
3.4.1 Verschillen tussen jaren.....	37
3.4.2 Trends in de tijd waarnemen.....	39
4 Conclusies en discussie.....	41
4.1 Enkele monsters of meerdere submonsters.....	41
4.2 Aantal monsterlocaties.....	42

4.3	Ruimtelijke spreiding monsterlocaties.....	43
4.4	Ondiepe locaties.....	43
4.5	Verschillende bodemhappers.....	44
4.6	De kracht om trendanalyses uit te voeren	45
5	Aanbevelingen en advies	47
5.1	Aanbevelingen.....	47
5.2	Advies.....	47
6	Literatuur.....	49

Bijlage 1 Kaartjes met monsterlocaties per watersysteem

Bijlage 2 De errorcoëfficiënt bij verschillende aantallen monsterlocaties

Bijlage 3 Semivariogrammen IJsselmeer en Markermeer

Bijlage 4 Afbeelding van duiker met snoepschep

Bijlage 5 Voorstel aanpassingen RWSV

Samenvatting

Zoetwatermosselen zoals driehoeksmosselen en korfmosselen vervullen een sleutelrol in het ecosysteem van veel Nederlandse zoete wateren. Ze vormen een belangrijke voedselbron voor beschermde vogels en hebben een positief effect op de waterkwaliteit. Daarom is het van groot belang de toestand van zoetwatermosselen nauwkeurig te monitoren.

Zoetwatermosselen, met name driehoeksmosselen die hechten aan hard substraat, komen geclusterd voor in klompjes en banken en hebben daardoor een grillige verspreiding over de waterbodem. Dit zorgt voor veel variatie in de meetgegevens van de mosselkarteringen, waardoor een nauwkeurige bemonstering relatief veel inspanning vergt en kostbaar is. Het is belangrijk om met deze kostbare monitoring een optimaal meetresultaat te bereiken.

In verschillende watersystemen, het IJsselmeer/ Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren worden verschillende bemonsteringsmethoden toegepast. Voor de vergelijkbaarheid van de resultaten is het belangrijk om deze methoden te standaardiseren naar één optimale meetnetopzet.

In de voorliggende studie worden de verschillende meetnetopzetten en toegepaste methodieken geëvalueerd op basis van een statistische analyse, en wordt een advies gegeven ter optimalisatie van de huidige meetnetopzetten.

Uit verschillende componenten van de voorliggende analyse blijkt dat het nemen van meerdere submonsters per monsterlocatie relatief weinig bijdraagt aan de kwaliteit van de bemonstering. De verhoogde inspanning van het nemen van meerdere submonsters is beter besteed wanneer er op meer locaties bemonsterd wordt. Het optimaal aantal te bemonsteren locaties hangt sterk af van de gewenste nauwkeurigheid, en de onderzoeksvraag. Op waterlichaam niveau wordt een nauwkeurigheid van $EC=0,10$ (20% detectievermogen) bereikt met 430 locaties x 1 submonster, en $EC=0,15$ (30%) bij 260 locaties x 1 submonster. Er wordt aanbevolen om doorgaans 430 enkele monsters te nemen in een waterlichaam. Voor de kleine waterlichamen van de Randmeren kan dit beperkt worden tot 260, voor het grote IJsselmeer wordt 2x 430 aanbevolen om ook voor deelgebieden een nauwkeurige schatting te kunnen maken.

In elk waterlichaam zou volgens een éénmalig vastgesteld grid (geen raai) bemonsterd moeten worden. Dit komt eventuele ruimtelijke analyses ten goede. Dit gebeurt nu in de meeste waterlichamen met uitzondering van de Benedenrivieren. Daar zou de raai-bemonstering omgezet moeten worden in een grid-bemonstering. Om trends in de tijd te analyseren wordt nu niet frequent genoeg bemonsterd. Voor goede trendanalyses zou ieder jaar bemonsterd moeten worden. Op ondiepe locaties zitten vaak weinig mosselen en deze locaties dragen niet veel bij aan de schatting van het gemiddeld biovolume mosselen. Toch is het beter om deze locaties niet om die reden af te laten vallen, om aan een random bemonstering te blijven voldoen. Dit komt de analyse mogelijkheden achteraf ten goede.

In de Randmeren worden verschillende bemonsteringstechnieken toegepast, hiervan is de duiker het meest nauwkeurig, gevolgd door de Boxcorer. De steekbuis is het minst nauwkeurig en zou niet meer toegepast moeten worden. De Van Veen happer die toegepast wordt op het IJsselmeer en op de Benedenrivieren is niet geschikt voor kwalitatieve bemonsteringen en zou vervangen moeten worden door een Boxcorer of duiker.

Bovenstaande conclusies, doorvertaald naar aanbevolen veranderingen in de oorspronkelijke meetnetopzet staan weergegeven in Tabel S.1.

Tabel S.1. De oorspronkelijke meetnetopzet uitgesplitst in verschillende parameters en de aanbevolen veranderingen per parameter. In geel gemarkeerd zijn de parameters waar verandering van de huidige meetnetopzet aanbevolen wordt.

Waterlichaam	Parameter	Oorspronkelijk meetnetopzet	Aanbevolen meetnetopzet
IJsselmeer/ Markermeer	Aantal submonsters	5-10	1
	Aantal monsterlocaties	140-285 IJsm / 88-165 MM	2x 430 IJsm / 430 MM
	Grid / Raai	Grid	Grid
	Type bodemhapper	Van Veen happer	Boxcorer of duiker
	Frequentie van bemonsteren	Eens in de 8 jaar	Elk jaar
Benedenrivieren	Aantal submonsters	1	1
	Aantal monsterlocaties	Ca. 800 per (krw) waterlichaam	430 per (krw) waterlichaam
	Grid / Raai	Raai	Grid
	Type bodemhapper	Van Veen happer	Boxcorer of duiker
	Frequentie van bemonsteren	Variabel, 3 x sinds 1990	Elk jaar
Randmeren	Aantal submonsters	3-5	1
	Aantal monsterlocaties	Variabel, 8-70 per waterlichaam	260 in Zuidelijke, in Oostelijke en in Ketel- +Vosse- +Zwartemeer.
	Grid / Raai	Grid	Grid
	Type bodemhapper	Boxcorer, duiker, steekbuis	Boxcorer of duiker
	Frequentie van bemonsteren	Eens per 2 jaar	Elk jaar

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Zoetwatermosselen zoals driehoeksmosselen en korfmosselen vervullen een sleutelrol in het ecosysteem van veel Nederlandse zoete wateren. Het nauwkeurig monitoren van hun toestand is daarom van groot belang. Om te beginnen vormen zoetwatermosselen een belangrijke voedselbron voor met name duikeenden (waaronder kuifeend, topper, tafeleend en brilduiker), die gebruik maken van gebieden die beschermd zijn onder de Europese Vogelrichtlijn. Het monitoren van zoetwatermosselen als 'ondersteunende parameter' is onder deze richtlijn dan ook gewenst. Dit geldt voor zowel vogelsoorten waarmee het niet goed gaat (categorie II: niet verplicht, wel essentieel ter ondersteuning), als voor andere vogelsoorten waarbij informatie over zoetwatermosselen informatie kan verschaffen over waargenomen trends in de betreffende populaties (categorie III: wenselijk ter ondersteuning). Een recent voorbeeld van een onderzoek waarbij gebruik gemaakt werd van de mosselkarteer-gegevens is Heunks *et al.* (2007). In deze passende beoordeling voor ingrepen in de Randmeren, werd de ruimtelijke verspreiding van driehoeksmosselen vergeleken met die van duikeenden zoals brilduikers, om de ruimtelijke verspreiding van deze watervogels te verklaren.

Bovendien kunnen zoetwatermosselen bij voldoende hoge dichtheden ook een belangrijk positief effect hebben op de waterkwaliteit. Ze filteren de waterkolom waardoor het doorzicht kan verbeteren en algen minder snel groeien. Door de Kaderrichtlijn Water worden strenge eisen gesteld aan de waterkwaliteit zoals bijvoorbeeld het doorzicht en de hoeveelheid (blauw)algen. Een gezonde populatie zoetwatermosselen is hiervoor essentieel. Tenslotte vormen zoetwatermosselen een geschikt substraat voor andere macrofaunasoorten. De monitoring van zoetwatermosselen wordt uitgevoerd in de vorm van mosselkarteringen.

Door Rijkswaterstaat worden karteringen van zoetwatermosselen uitgevoerd in drie watersystemen namelijk het IJsselmeer/Markermeer, het Benedenrivierengebied (Haringvliet, Hollandsch Diep en Volkerak-Zoommeer) en de Randmeren. De karteringsmethodieken die worden toegepast zijn verschillend per watersysteem en zijn een aantal malen aangepast aan de hand van eerder uitgevoerde evaluaties en analyses (Portielje 1999, Aquasense 2006a, b). Deze analyses hebben geleid tot een halvering van het aantal submonsters (Portielje 1999) en van het aantal monsterlocaties (Aquasense 2006a, b).

Kenmerkend voor zoetwatermosselen, met name driehoeksmosselen (*Dreissena spp.*) is de grillige verspreiding over de bodem van het watersysteem. Dit komt doordat ze zich hechten aan hard substraat en vaak geclusterd voorkomen in klompjes en banken waar hard substraat voor handen is. Om de toestand van zoetwatermosselen nauwkeurig te bepalen, is daarom een omvangrijke bemonstering (grote steekproef) nodig. Door het grote aantal monsters dat genomen en geanalyseerd moet worden, is het uitvoeren van

een kartering van zoetwatermosselen, bij elk van de toegepaste methodieken, vrij kostbaar.

In 2006 en 2007 is het MWTL meetnet macrofauna geoptimaliseerd, met uitzondering van de kartering van zoetwatermosselen. In voorliggende studie wordt de huidige meetnetopzet voor de mosselkarteringen statistisch geanalyseerd. Vervolgens worden de analyse resultaten geïnterpreteerd en aangevuld met expert judgement op basis van een uitgebreide ervaring met onderzoek aan zoetwatermosselen en het uitvoeren van mosselkarteringen. Tenslotte wordt voor elk van de drie watersystemen een advies geformuleerd ter optimalisatie van de huidige meetnetopzetten.

1.2 De huidige meetnetopzet

In de huidige situatie wordt in elk van de drie watersystemen, het IJsselmeer/Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren een andere meetnetopzet toegepast. Tabel 1.1 geeft deze verschillen weer.

Tabel 1.1. Verschillen in de meetnetopzetten in de drie watersystemen.

Watersysteem	Ruimtelijke verdeling monsterlocaties	Submonsters / 1 monster	Type bodemhapper
IJsselmeer/ Markermeer	Grid	5-10 Submonsters	Van Veen happer
Benedenrivieren	Raaien	1 Monster	Van Veen happer
Randmeren	Grid	3-5 Submonsters	Boxcorer/ duiker en steekbuis

In de Benedenrivieren wordt het meest afwijkend bemonsterd. Hier wordt in raaien bemonsterd en wordt steeds 1 enkel monster genomen in plaats van meerdere submonsters. Bij de raaiemonsteringen liggen de punten in denkbeeldige lijnen dwars op de lengte van het waterlichaam (overwegend noord-zuid georiënteerd), en liggen de punten binnen één raai dichter bij elkaar dan tussen twee raaien. Bij de gridbemonstering wordt een raster van kruisende lijnen over het waterlichaam gelegd en bevinden de monsterlocaties zich op de kruispunten van twee lijnen, met onderling gelijke afstanden in zowel x-, als y-richting. Voor het ruimtelijke verschil in tussen grid- en raaiemonsteringen zie ook Bijlage 1.

Het watersysteem de Benedenrivieren is tevens het enige waar niet meerdere submonsters (=bodemhappen) per locatie genomen wordt. In het IJsselmeer/Markermeer en de Randmeren gebeurt dat wel en is elke meting op een locatie gebaseerd op een gemiddelde van verschillende submonsters. Tenslotte zijn de Randmeren afwijkend in het type bodemhapper dat wordt toegepast (Tabel 1.1).

Elke mosselkartering wordt in oktober uitgevoerd.

1.3 Nauwkeurige steekproef

De mosselkartering wordt uitgevoerd om te onderzoeken hoeveel mosselen er aanwezig zijn in een waterlichaam, op een bepaald tijdstip. Deze hoeveelheid kan bijvoorbeeld uitgedrukt worden in het biovolume mosselen per vierkante meter. Deze informatie kan gebruikt worden om de kwaliteit van waterlichamen te beoordelen, of om trends van achteruitgang of toename van mosselen op te merken.

Omdat het niet mogelijk is alle mosselen in een watersysteem te meten, wordt een steekproef genomen. Op basis van deze steekproef wordt dan geschat wat de totale hoeveelheid mosselen in een waterlichaam is (mosseldichtheid). Ook kunnen de resultaten van de steekproef van jaar tot jaar vergeleken worden om trends in de tijd te onderzoeken.

Om met een steekproefmethode zo goed mogelijk de werkelijkheid te benaderen, is het van groot belang dat er nauwkeurig bemonsterd wordt. De kwaliteit van de steekproef, ofwel de nauwkeurigheid van het bemonsteren van een waterlichaam, wordt hoofdzakelijk bepaald door twee factoren: 1) de variatie in de meetresultaten (data) en 2) de hoeveelheid meetgegevens die verzameld worden. Deze twee factoren worden op hun beurt weer beïnvloed door verschillende parameters binnen de bemonsteringsmethodiek. Parameters die in deze analyse nader in beschouwing worden genomen, zijn:

- Het aantal monsterlocaties;
- Het aantal submonsters (bodemhappen) per monsterlocatie;
- De methodiek waarmee een monster genomen wordt;
- De ruimtelijke verdeling van de monsterlocaties over het waterlichaam.

Elk van deze factoren kent een bepaald optimum, waarbij de nauwkeurigheid van de steekproef het grootst is. Hoewel er nauwkeurig bemonsterd moet worden, is een zo groot mogelijke nauwkeurigheid echter niet altijd wenselijk. De meest wenselijke, of optimaal na te streven nauwkeurigheid van de steekproef, hangt af van de onderzoeksvraag die beantwoord dient te worden en van de inspanning die geleverd moet worden om een bepaalde nauwkeurigheid na te streven. Wanneer in één jaar een zeer nauwkeurig beeld verkregen moet worden van de ruimtelijke verdeling van mosselen over een waterlichaam, moet in één jaar een zeer groot aantal locaties bemonsterd worden. Wanneer een nauwkeurige momentopname minder belangrijk is, maar bijvoorbeeld een trend over 10 jaar onderzocht moet worden, kunnen er wellicht minder locaties bemonsterd worden maar moet de bemonstering jaarlijks herhaald worden.

Voorliggende analyse streeft ernaar om voor verschillende factoren het optimum te vinden in de balans tussen nauwkeurigheid van de steekproef en de inspanning die geleverd moet worden. Het uiteindelijke advies ter optimalisatie is gebaseerd op een zo nauwkeurig mogelijke toestandbeschrijving op één moment en de uitvoerbaarheid van trendanalyses.

Monsterlocaties en submonsters

Om de voorliggende analyse goed te kunnen begrijpen, is het essentieel om het juiste beeld te hebben van de manier van bemonsteren:

Er wordt in de huidige meetnetopzet doorgaans bemonsterd door verschillende monsterlocaties te bezoeken. Op elk van deze locaties worden meerdere submonsters (=bodemhappen) genomen. Deze submonsters worden apart uitgezocht om de hoeveelheid mosselen te bepalen. Vervolgens worden de waarden van de verschillende submonsters gemiddeld om één waarde voor een monsterlocatie te bepalen. Dat is één meting en telt dus ook als één waarde in de analyse achteraf.

1.4 Doel

Het doel van deze studie is tweeledig:

1. Het uitvoeren van een (statistische) evaluatie van bestaande methodieken voor het uitvoeren van de kartering van zoetwatermosselen in het IJsselmeer/Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren.
2. Het opstellen van een advies ter optimalisatie van de huidige meetnetopzet voor het uitvoeren van de kartering van zoetwatermosselen.

1.5 Leeswijzer

Na de inleiding (hoofdstuk 1) wordt in hoofdstuk 2 *Materiaal en methode* beschreven hoe het onderzoek is uitgevoerd. Belangrijk in dit hoofdstuk is dat hier de gebruikte statistieken en de Poisson-verdeling toegelicht worden. In hoofdstuk 3 *Analyse resultaten* worden de meest relevante resultaten van de statistische analyse gepresenteerd. Overige resultaten, die niet specifiek ten grondslag liggen aan het uiteindelijke advies, zijn als bijlage bijgevoegd. In hoofdstuk 4 *Conclusies en discussie* is bondig samengevat wat er geconcludeerd kan worden uit de resultaten van de statistische analyse, vindt er een vergelijking plaats met eerder uitgevoerde meetnetoptimalisaties en is de analyse aangevuld met praktijkervaring. In hoofdstuk 5 *Advies en aanbevelingen* is het uiteindelijke advies ter optimalisatie van de huidige meetnetopzet geformuleerd.

2 Materiaal en methoden

2.1 Gebruikte data

Voor deze analyse zijn alle digitaal beschikbare meetgegevens gebruikt van mosselkarteringen uitgevoerd tussen 1992 en 2007 in het IJsselmeer/Markermeer, de Randmeren en de Benedenrivieren. Doorgaans zijn de gehele waterlichamen volgens een vast meetnet (Standaard meetvoorschrift) bemonsterd in min of meer gelijke tijdsintervallen (Tabel 2.1). Er waren overwegend gegevens beschikbaar betreffende driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*). Data van overige tweekleppigen zijn voor deze analyse dan ook niet gebruikt. De verspreiding van driehoeksmosselen ten tijde van de bemonsteringen in de betreffende waterlichamen is weergegeven in Bijlage 1. In sommige gevallen zijn in jaren tussen de reguliere meetrondes door kleine delen van waterlichamen bemonsterd. De hieruit resulterende meetgegevens maken geen deel uit van de standaard meetnetopzet en zijn niet gebruikt voor deze analyse.

Tabel 2.1. Gebruikte meetgegevens voor de analyse.

Waterlichaam	Jaar
IJsselmeer	1992, 1999, 2007
Markermeer	1993, 2000, 2006
Volkerak-Zoommeer	1991, 1993, 1998
Haringvliet en Hollandsch Diep	1990, 1994, 2001
Randmeren Zuid	1998, 2000, 2002, 2004, 2006
Randmeren Oost	1998, 2000, 2002, 2004
Vossemeer	2002, 2004, 2006
Zwartemeer	2002, 2004, 2006

2.2 Aanpassingen aan de dataset

Voor het doel van dit onderzoek is het van groot belang om te werken met een zuivere dataset, waarvan: 1) het zeker is dat alle metingen resulteren uit de standaard meetnetopzet en 2) het zeker is dat de meetgegevens geen fouten (zoals typfouten) bevatten. Het werken met een zuivere dataset is van groter belang dan het werken met een complete dataset.

De beschikbare gegevens zijn daarom gecontroleerd op eventuele fouten. Waar mogelijk zijn verbeteringen aangebracht, bijvoorbeeld wanneer komma's verkeerd stonden, of wanneer coördinaten verkeerd waren ingevoerd maar de locatiecodes goed. Wanneer het niet duidelijk was hoe een meting verbeterd moest worden, is de meting verwijderd. Gevallen van verwijderde meetgegevens staan weergegeven in Tabel 2.2. De aantallen

verwijderde metingen zijn laag in vergelijking tot de c.a. 18.000 metingen die gebruikt zijn voor de analyse.

Tabel 2.2. Verwijderde data om een zuivere dataset te verkrijgen.

Waterlichaam	Jaar	Aantal verwijderingen	Reden
IJsselmeer / Markermeer	Meerdere	ca. 5	Biovolumes niet bekend
Randmeren	1998	ca. 5	Monsters zonder bekend bemonsterings oppervlakte
Randmeren	2006	ca. 5	Biovolumes niet bekend
Benedenrivieren	1990	ca.10	Foute coördinaten, goede niet te herleiden

In enkele gevallen zijn de meetwaarden voor biovolumes aangepast. Dit betreft uitsluitend gevallen waar een waarde het < teken bevatte. Hiervoor is aangehouden dat <1 veranderd is in 0,5; <0,1 veranderd is in 0,05 etc.

2.3 Schaalniveau: KRW-waterlichamen

Om de nauwkeurigheid van een steekproef te evalueren moet afgebakend worden op welke schaal er een schatting voor de mosseldichtheid gemaakt moet worden. Is het wenselijk een schatting te maken van de hoeveelheid mosselen in het Markermeer als geheel? Of alleen in de Hoornse Hop? Dit zijn keuzen die gemaakt moeten worden afhankelijk van de onderzoeksvraag. Omdat zoetwatermosselen geen directe, maar ondersteunende parameters zijn voor de Vogelhabitatrichtlijn en voor de KRW waterkwaliteitsdoelstellingen, zijn deze onderzoeksvragen niet altijd bij voorbaat exact gedefinieerd.

Als houvast binnen deze analyse is er in eerste instantie voor gekozen om uit te gaan van schattingen voor waterlichamen zoals gedefinieerd onder de KRW. Dit betreft de volgende waterlichamen:

- IJsselmeer;
- Markermeer;
- Volkerak-Zoommeer;
- Haringvliet en Hollandsch Diep;
- Randmeren Zuid (Gooimeer, Eemmeer, Nijkerkernauw);
- Randmeren Oost (Nuldernauw, Wolderwijd, Veluwemeer, Drontermeer);
- Vossemeer en Ketelmeer;
- Zwartemeer.

De meeste componenten van de voorliggende analyse richten zich op de steekproef van één jaar binnen één KRW-waterlichaam. Bij de ruimtelijke analyse komt ook een kleinere ruimtelijke schaal dan waterlichamen aan bod.

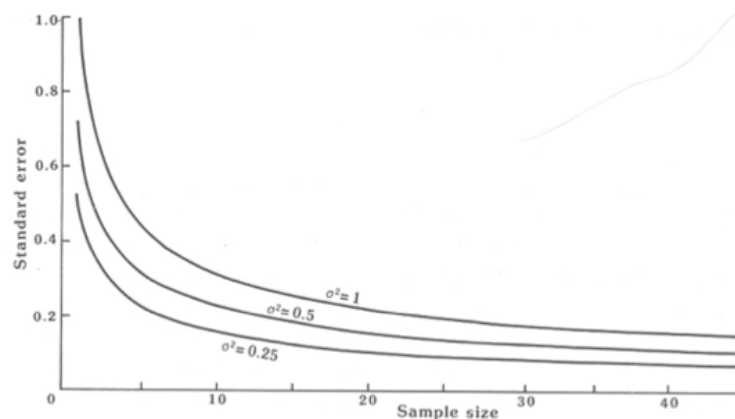
2.4 De meest gebruikte statistieken

Met een te nemen steekproef (een bemonstering) kan geschat worden hoeveel mosselen een geheel waterlichaam bevat. Zoals in hoofdstuk 1.3 beschreven, wordt de nauwkeurigheid van de steekproef, en daarmee de kwaliteit van de schatting voornamelijk bepaald door de variatie in de data en de hoeveelheid meetgegevens die verzameld worden. In de voorliggende analyse wordt deels ingegaan op hoe de variatie in de meetgegevens beperkt kan worden, maar er wordt vooral ingegaan op het optimaliseren van de hoeveelheid te verzamelen meetgegevens (de n-waarde). Dit wordt apart onderzocht voor het aantal monsterlocaties en voor het aantal submonsters per locatie.

Standaard Error (SE)

De standaard error (SE) is een geschikte parameter om de nauwkeurigheid van een steekproef weer te geven. De waarde omvat namelijk de twee belangrijkste factoren die de nauwkeurigheid van de steekproef bepalen: de variatie en de n-waarde. Daarnaast is de SE een tastbare parameter; Als vuistregel kan gesteld worden dat wanneer metingen meer dan 2SE uit elkaar liggen, dat ze werkelijk (=significant) verschillend zijn.

Om het aantal te nemen monsters (n-waarde) te optimaliseren is het belangrijk om de relatie tussen de SE en n te begrijpen. De SE wordt gedefinieerd als de standaard deviatie / \sqrt{n} . De standaard deviatie is een maat voor de variatie in de data. Wanneer de variatie een vast gegeven is, en n varieert, wordt de SE dus bepaald door \sqrt{n} . Die relatie ziet er uit als in Figuur 2.1.



Figuur 2.1. De relatie tussen de SE en n bij drie gegeven variaties ($\sigma^2=0,25$, $0,5$ en 1) (Bron: Webster & Oliver 1990).

Met toenemende n waarde worden de SE kleiner, en daarmee de nauwkeurigheid van de steekproef groter (Figuur 2.1). Dit verloopt eerst steil, en dan geleidelijker. Kijkende naar de onderste lijn in Figuur 2.1, dan is het zeer nuttig om een n waarde van 5 te verhogen naar 20. Dan wordt de SE fors kleiner en de nauwkeurigheid van de steekproef dus groter. N verhogen van 20 naar 40 (=dubbele inspanning) levert echter weinig extra

nauwkeurigheid op. De optimale n-waarde bij de onderste lijn in figuur 2.1 ligt ergens tussen 10 en 20.

Een optimale n-waarde bevindt zich in het n-waarde-traject vlak voor de afvlakking van de relatie tussen n en SE. Dit traject moet nu gevonden worden voor de mosselkarteringen, gegeven de variatie uit de eerder uitgevoerde karteringen.

Ten slotte is het van belang om de SE op de meest informatieve manier weer te geven. Een SE van 10 behorend bij een gemiddelde van 100 is in absolute zin groter dan een SE van 2 behorend bij een gemiddelde van 10. Echter, toch is de steekproef van 100 nauwkeuriger geweest. Daar was de SE maar 10% van het gemiddelde, bij de steekproef van 10 was de SE wel 20%. Om dit misverstand te voorkomen wordt in voorliggende analyse gebruik gemaakt van SE relatief ten opzichte van het gemiddelde (SE / gemiddelde), ofwel de error-coëfficiënt (EC).

EC=0,1 en EC=0,15

Zoals hierboven genoemd, zijn twee metingen werkelijk verschillend wanneer deze meer dan 2x SE uit elkaar liggen. Dit komt omdat het 95% betrouwbaarheidsinterval voor een Poisson-verdeeld gemiddelde wordt gedefinieerd als het gemiddelde +/- 2x SE (Oude Voshaar 1995). Waarnemingen zijn verschillend wanneer ze buiten elkaars betrouwbaarheidsinterval liggen. Een EC (relatieve SE) van 0,1 resulteert dus in een betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde +/- 20%. Wanneer een meting meer dan 20% afwijkt van de vorige is er dus sprake van een significant verschil. In voorliggende analyse wordt dit een detectievermogen van 20% genoemd. Voor een EC van 0,15 is dit dus 30%. (Deze methode is vergelijkbaar met de op Normaal-verdeelde data vaak toegepaste Least Significant Difference methode).

2.5 De Normale-verdeling en de Poisson-verdeling

Een belangrijke eigenschap van de mosselkarter-gegevens die voor deze studie zijn gebruikt, is dat de data niet 'Normaal' verdeeld zijn. Een Normale-verdeling is een aanname voor de berekening van veel statistieken, bijvoorbeeld het gemiddelde, de variatie en de SE, wanneer deze berekend worden met standaard rekenprogramma's (zoals Excel). In de mosseldata komen erg veel 0-metingen voor. Dit zijn monsters waar geen mosselen in voor kwamen. Dit geeft de data een aparte verdeling. Data met veel 0-metingen (zero-inflated data) zijn ook eigenlijk niet te transformeren naar een Normale-verdeling.

De zero-inflated data worden het best benaderd door wat men noemt 'een Poisson-verdeling met overdispersie'. Een Poisson-verdeling is een verdeling met een exponentieel aflopend karakter. De relatieve hoeveelheid 0-metingen bepaalt in dit geval de mate van overdispersie. Kenmerkend voor deze verdeling is dat de variatie proportioneel is tot het gemiddelde. Op basis van een Poisson-verdeling met

overdispersie kunnen in veel gevallen ook de benodigde statistieken berekend worden. De algoritmes om bijvoorbeeld een SE te berekenen zijn dan iets anders dan wanneer de Normale-verdeling aangenomen wordt (zie Oude Voshaar 1995).

In meerdere statistiek naslagwerken wordt aangegeven dat bij grote datasets de statistieken op basis van de Normale- en op basis van de Poisson-verdeling elkaar goed zouden moeten benaderen (Zar 1999, Oude Voshaar 1995). Dit blijkt slechts deels het geval in de mosselkarteer gegevens. Wanneer er meerdere submonsters genomen worden per monsterlocatie komen bijvoorbeeld de SE's op basis van beide verdelingen goed overeen (Tabel 2.3). Echter, wanneer er maar 1 submonster wordt genomen en de data naar verwachting een iets stochastischer karakter heeft, liggen de twee SE's verder uit elkaar.

Tabel 2.3. Enkele voorbeelden van verschillen in SE tussen Normale verdeling en Poisson-verdeling. De SE's zijn gebaseerd op 1 waarde per monsterlocatie. Deze waarde bestond uit het gemiddelde over de genomen submonsters.

	Gemiddelde (ml)	SE Normaal	SE Poisson	% verschil tussen de SE's	Aantal genomen submonsters
HD en HV 1994	328	33,15	23,17	30%	1
Vossemeer 2006	1009	360,01	390,98	8,5%	3-5
IJsselmeer 1992	302	26,65	23,85	10,5%	10

Het is belangrijk om te weten dat er in de mosseldata toch verschillen optreden in de statistieken van de Normale- en van de Poisson-verdeling. De Poisson-verdeling heeft in dit geval altijd de voorkeur, omdat deze het beste de zero-inflated data benaderd. Vaak is de Poisson-verdeling relatief eenvoudig toepasbaar, bijvoorbeeld bij het berekenen van eenvoudige statistieken zoals de variatie en de SE. Daarom wordt in voorliggende analyse doorgaans de Poisson-verdeelde statistieken gebruikt.

Echter, wanneer er meerdere submonsters de basis vormen voor één meting, zijn de statistieken van de beide verdelingen vergelijkbaar. In dit geval kunnen statistieken op basis van Normale-verdeling toegepast worden. Het gebruiken van de Normale verdeling kan handig zijn wanneer een alternatief op basis van Poisson-verdeling niet eenvoudig voor handen is. In voorliggende studie wordt de normale verdeling toegepast bij de ruimtelijke analyse (paragraaf 3.2.1).

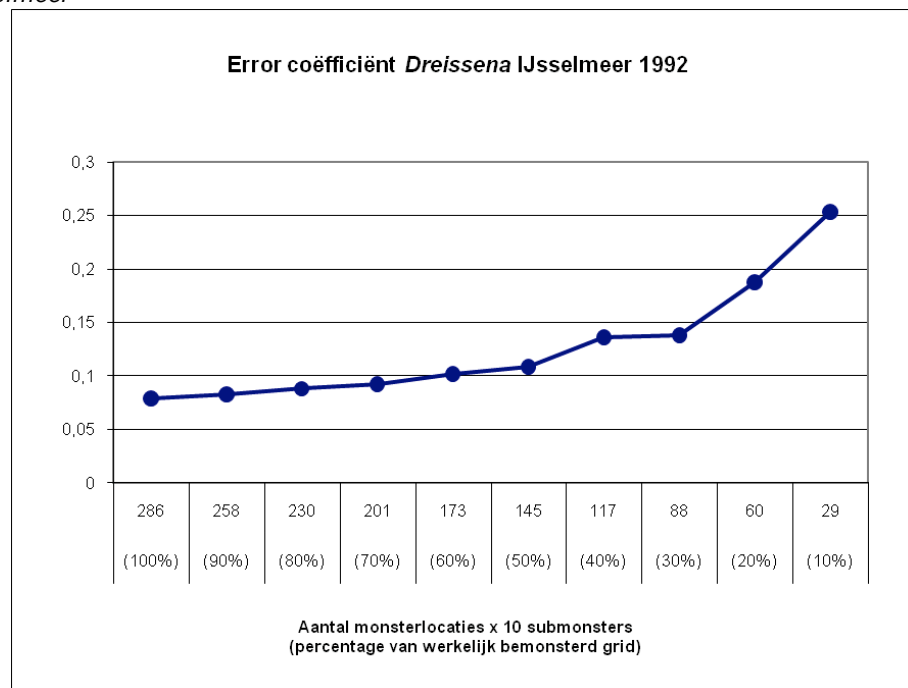
3 Analyse resultaten

3.1 De kwaliteit van de bemonstering (=steekproef) in relatie tot het aantal monsters (n-waarde)

3.1.1 Het effect van het aantal monsterlocaties op de nauwkeurigheid van een waterlichaam-brede schatting.

In de drie watersystemen, IJsselmeer / Markermeer, Benedenrivieren en de Randmeren worden verschillende aantallen monsters verzameld. Dit hoofdstuk gaat in op de nauwkeurigheid van de steekproef voor het schatten van een waterlichaam-breed gemiddelde als gevolg van het aantal te bemonsteren locaties. Hiertoe is eerst onderzocht wat de nauwkeurigheid is van het huidige bemonsteringsgrid, en vervolgens of de bemonsteringsinspanning beperkt kan worden zonder veel verlies van nauwkeurigheid. Er is gezocht naar het optimale traject in de curve van de error coëfficiënt (EC) (zie paragraaf 2.4).

IJsselmeer



Figuur 3.1. De error coëfficiënt van het volledig bemonsterde grid (100%, 286 monsterlocaties) tot 10 procent van het bemonsterde grid (10%, 29 monsterlocaties) voor Dreissena in het IJsselmeer in 1992.

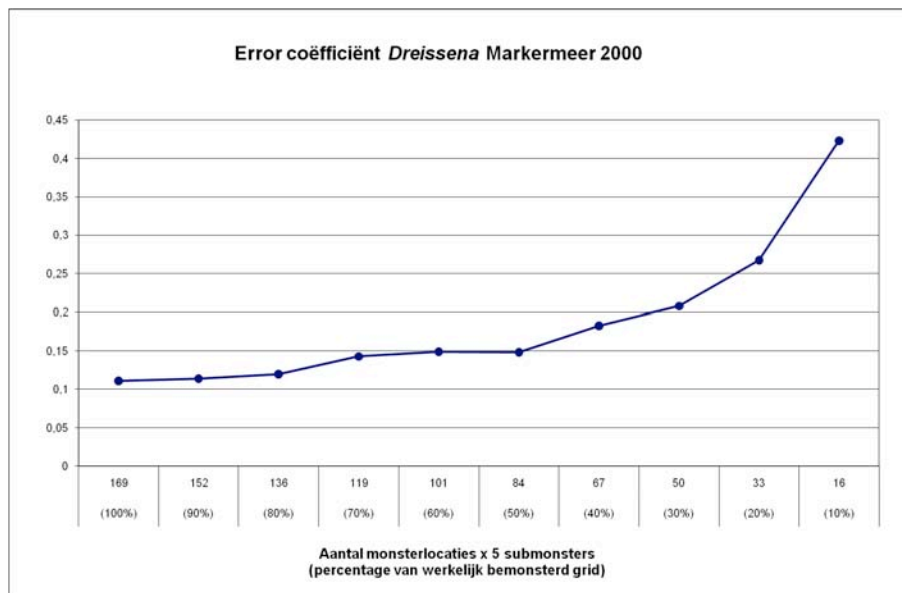
Figuur 3.1 laat zien dat het volledig bemonsterde grid in het IJsselmeer in 1992 een EC geeft van ca. 0,08. Het volledig bemonsterde grid betekent de volledige uitgevoerde bemonstering van 1992 (286 monster locaties; elke meting op een monsterlocatie is een gemiddelde van 10 submonsters). Het 95% betrouwbaarheidsinterval is ca. 2 x SE. Dit

geeft een detectievermogen van ca. 16%. Dit wil zeggen dat een waarde, bijvoorbeeld het gemiddelde van 1993, minstens 16% groter of kleiner moet zijn dan het gemiddelde van 1992 voordat een significant verschil opgemerkt kan worden. Een detectievermogen van 16% lijkt relatief goed (i.g.g. acceptabel) gezien de grote natuurlijke variatie in aanwezigheid van driehoeksmosselen. De meting die in 1992 werd uitgevoerd is dus nauwkeurig. Gezien het verloop van de grafiek zou er erg veel meer inspanning geleverd moeten worden om deze nauwkeurigheid nog structureel te verbeteren.

Figuur 3.1 laat ook zien dat de EC het patroon volgt wat verwacht wordt voor de SE: Een exponentiële toename van de onnauwkeurigheid bij een verlaging van de n-waarde (zie hoofdstuk 2). Wat opvalt en belangrijk is, is dat het in 1992 bemonsterde grid niet in het optimale traject ligt. Het lijkt er op dat er te veel bemonsterd wordt voor een goede balans tussen bemonsteringsinspanning en nauwkeurigheid (de bemonstering van 1992 ligt op het vlakke deel van de curve), voor zover alleen uitspraken over het gehele waterlichaam gevraagd zijn.

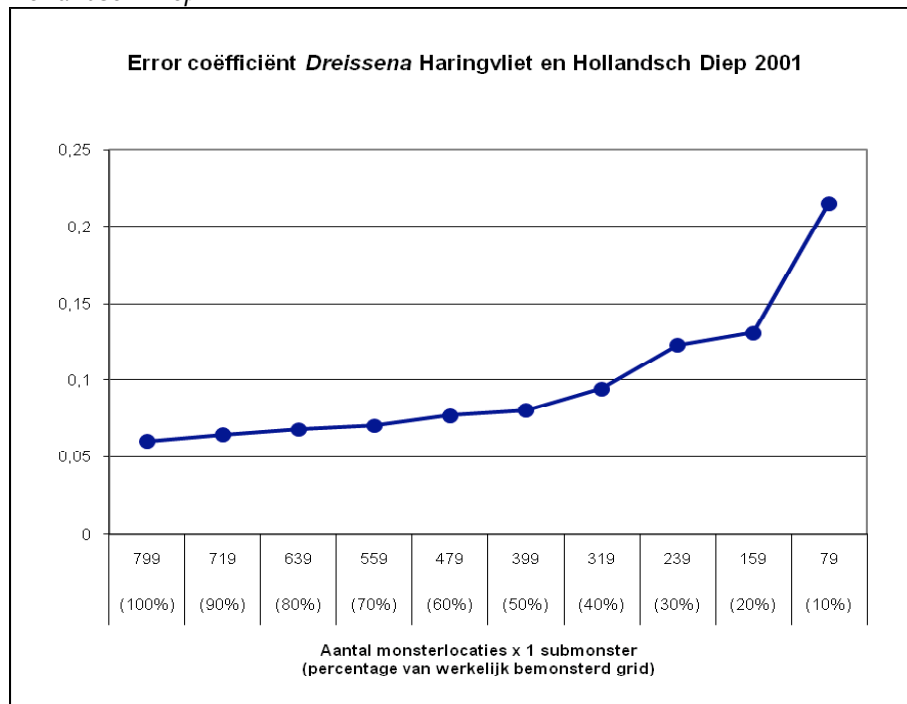
Markermeer

In het Markermeer en het Haringvliet / Hollandsch Diep is een vergelijkbaar patroon te zien als in het IJsselmeer (Figuur 3.2 en 3.3). De onnauwkeurigheid in het Markermeer is over het algemeen iets hoger dan in het IJsselmeer, wat te verwachten is omdat er in het Markermeer minder monsters genomen worden. Ook hier ligt de waarde voor nauwkeurigheid echter nog in het vlakke deel van de grafiek, zodat verlaging van het detectievermogen veel extra inspanning zal vergen.



Figuur 3.2. De error coëfficiënt van het volledig bemonsterde grid (100%, 169 monsterlocaties) tot 10 procent van het bemonsterde grid (10%, 16 monsterlocaties) voor *Dreissena* in het Markermeer in 2000.

Haringvliet en Hollandsch Diep



Figuur 3.3. De error coefficient van het volledig bemonsterde grid (100%, 799 monsterlocaties) tot 10 procent van het bemonsterde grid (10%, 79 monsterlocaties) voor *Dreissena* in het Haringvliet en Hollandsch Diep in 2001.

In het Haringvliet / Hollandsch Diep ligt de nauwkeurigheid van de uitgevoerde bemonsteringen iets hoger. Dit komt omdat er veel meer locaties bemonsterd worden dan in bijvoorbeeld het IJsselmeer. Wanneer er een vergelijkbaar aantal locaties bemonsterd zou worden (ca 285) is deze bemonstering iets onnauwkeuriger. Dit komt waarschijnlijk doordat er in de Benedenrivieren slechts één submonster genomen wordt, en in het Markermeer 10 of 5. Opvallend is dat een vergelijkbare nauwkeurigheid als in het IJsselmeer ($EC=0,08$, ca 285 locaties x 10 of 5 submonsters) in de benedenrivieren bereikt wordt met ca 400 locaties x 1 submonster. Deze opmerking is belangrijk en hier wordt in paragraaf 3.1.2 dieper op in gegaan. In bijlage 2 zijn voor het IJsselmeer/Markermeer en de Benedenrivieren voor elk jaar apart figuren zoals figuur 3.3 bijgevoegd.

Omdat de nauwkeurigheid vrij goed is (detectievermogen van ca. 15-25% in de meeste jaren) en het lijkt alsof er meer dan optimaal bemonsterd wordt (vlakke deel van de curve), dient er geëvalueerd worden welke hoeveelheid monsterlocaties wel optimaal is. Dit hangt af van de gewenste nauwkeurigheid van de steekproef. Een detectievermogen van 20% ($EC=0,1$) en een detectievermogen van 30% ($EC=0,15$) zijn twee maten van nauwkeurigheid die in de meeste gevallen van de mosseldata binnen het optimale traject van de curve vallen, waarvoor gekozen zou kunnen worden. In tabel 3.1 is weergegeven hoeveel monsterpunten in elk watersysteem per jaar nodig waren om deze

nauwkeurigheid te behalen. Deze informatie is afgeleid uit de grafieken in bijlage 2. Belangrijk hierbij is dat deze getallen van toepassing zijn wanneer er één gemiddelde mosseldichtheid gevraagd wordt voor een geheel waterlichaam. Wanneer ook uitspraken gevraagd worden over delen van waterlichamen moet er meer bemonsterd worden, hier wordt dieper op ingegaan in hoofdstuk 4.2.

Tabel 3.1. Het minimaal aantal monsterlocaties met bijbehorende submonsters dat nodig is om een nauwkeurigheid van EC=0,10 en EC=0,15 te halen. Hierbij is ook weergegeven welk percentage van het origineel bemonsterde grid dit omvat. De gegevens zijn afgeleid uit Bijlage 2. Aantallen en percentages zijn afgerond op 5. Waterlichamen: IJsselmeer (IJsM), Markermeer (MM), Volkerak-Zoommeer (VZM) en Haringvliet en Hollandsch Diep (HV / HD). Bij het IJsselmeer / Markermeer systeem werd de gewenste nauwkeurigheid in 2007 en 2006 niet bereikt, dit wordt aangegeven door : -.

Water-lichaam	Jaar	Aantal locaties bemonsterd*	EC c.a. 0,1 (detectievermogen 20%)			EC c.a. 0,15 (detectievermogen 30%)		
			Aantal locaties nodig	Aantal submonsters	Percentage van grid	Aantal locaties	Aantal submonsters	Percentage van grid
IJsM	1992	286	175	10	60%	85	10	30%
	1999	286	200	5	70%	85	5	30%
	2007	140	-	-	-	120	5	45%
MM	1993	165	165	10	100%	90	10	55%
	2000	169	170	5	100%	85	5	50%
	2006	88	-	-	-	65	5	35%
VZM	1991	698	700	1	100%	665	1	95%
	1993	800	480	1	60%	285	1	35%
	1998	799	400	1	50%	155	1	20%
HV / HD	1990	793	400	1	50%	155	1	20%
	1994	793	315	1	40%	160	1	20%
	2001	799	310	1	40%	150	1	20%

* Bij het IJsselmeer en Markermeer is de meting op elke locatie gebaseerd op een gemiddelde van 10 of 5 submonsters, bij de benedenrivieren wordt op elke locatie maar 1 monster genomen.

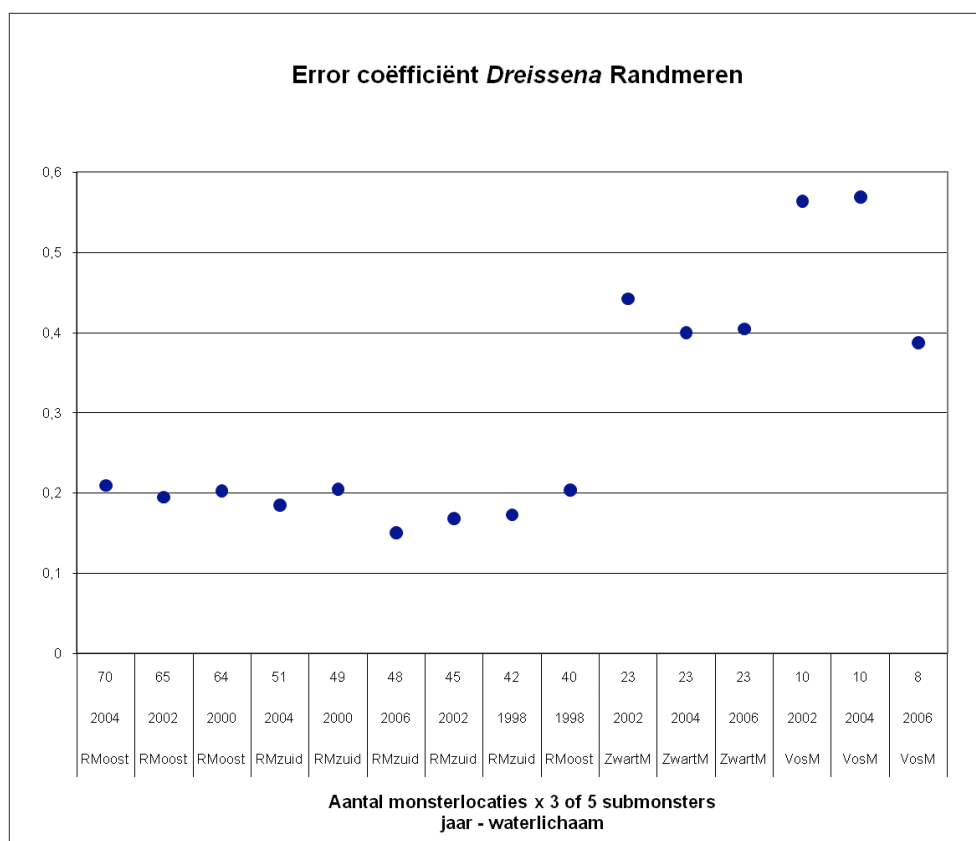
Uit tabel 3.1 blijkt dat er in veel gevallen meer bemonsterd wordt dan nodig is om een nauwkeurigheid van 0,1 EC of 0,15 EC te behalen. De enige uitzonderingen hierop zijn het Markermeer voor het behalen van EC=0,10 en het Volkerak in 1991 voor het behalen van zowel EC=0,10 als EC=0,15.

Bij het Markermeer is dit te verklaren doordat daar al minder bemonsterd werd in vergelijking met de andere watersystemen. Voor het Markermeer kan dus wellicht gesteld worden dat er niet meer bemonsterd wordt dan nodig is. In het Volkerak Zoommeer wordt een relatief hoog aantal locaties bemonsterd (ca 800) en dat lijkt voor

twee van de drie jaren meer dan nodig voor een gewenste nauwkeurigheid. Echter, in 1991 was deze bemonsteringsinspanning precies genoeg. Dit is moeilijk te verklaren aan de hand van de data alleen: Het kan een slecht uitgevoerde bemonstering betreffen, maar wellicht ook bij toeval een jaar met veel variatie. Deze ervaring pleit ervoor de bemonstering niet te krap in te zetten, zodat ook in slechte jaren een goede meting verricht wordt.

Randmeren

In de Randmeren worden, per waterlichaam, veel minder monsterlocaties bezocht dan in de tot nu toe besproken watersystemen. De reden hiervoor is, dat de waterlichamen veel kleiner zijn. Echter, de variatie in aanwezigheid van mosselen lijkt minstens zo groot, en het behalen van een goede nauwkeurigheid met het huidige bemonsteringsgrid is al moeilijk of wordt niet gehaald. Besparen op de bemonsteringsinspanning lijkt hier dan ook niet aan de orde. In figuur 3.4 staat de EC weergegeven per waterlichaam per jaar.



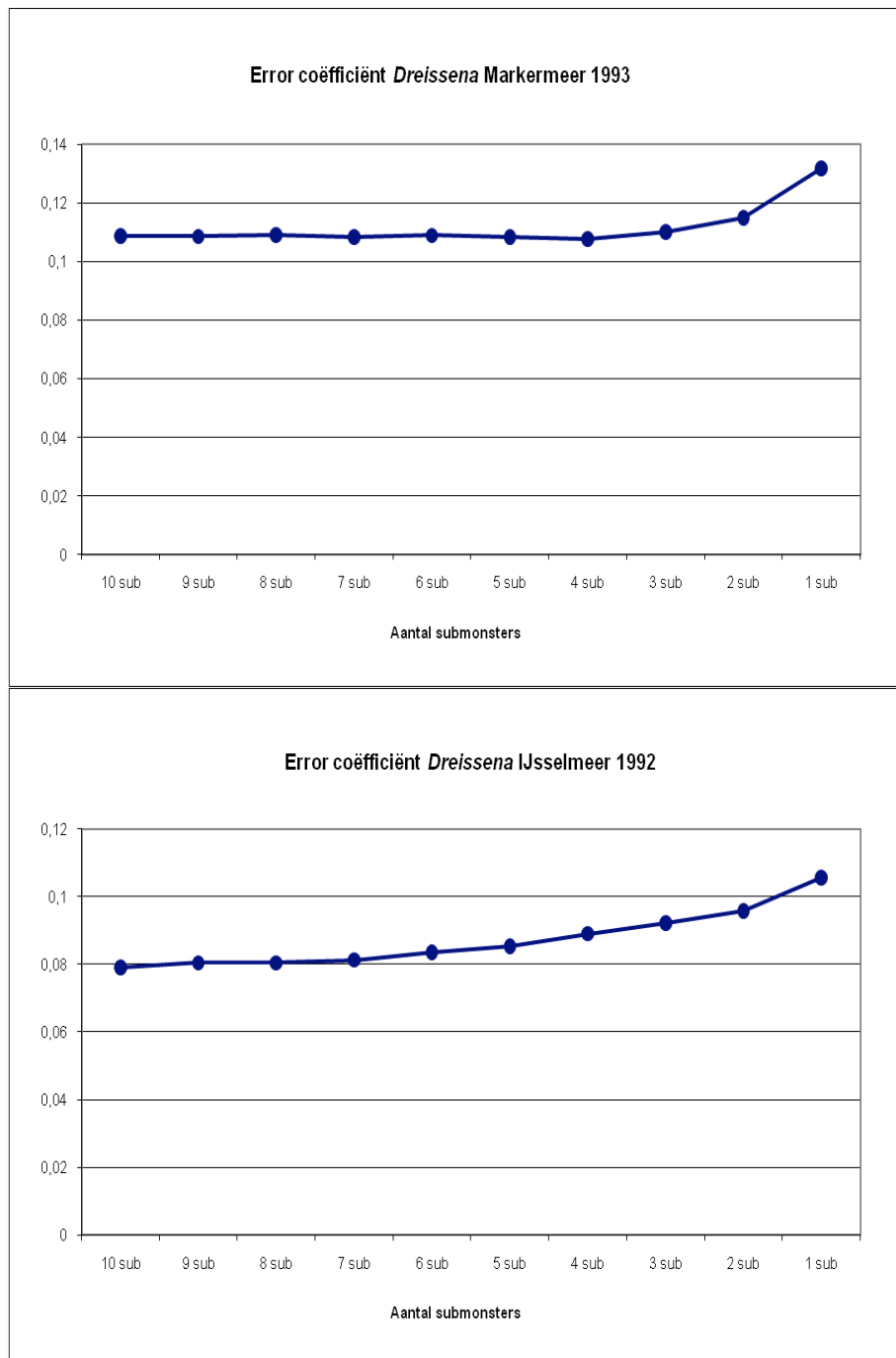
Figuur 3.4. De error coëfficiënt resulterend uit uitgevoerde bemonsteringen per KRW-waterlichaam per jaar. De metingen zijn gesorteerd op n-waarde, van hoog naar laag.

In figuur 3.4 is te zien dat er in de bemonsteringen van de Randmeren minder nauwkeurigheid wordt behaald dan in de andere watersystemen. In de Randmeren Zuid wordt met een aantal monsterlocaties van 40-50 een redelijke nauwkeurigheid behaald (EC=0,15-0,20; detectievermogen van 30-40%). Opvallend is dat in de oostelijke

Randmeren er meer locaties worden bemonsterd, maar de nauwkeurigheid daar minder is dan in de zuidelijke Randmeren. Hier zit blijkbaar iets meer variatie in de meetgegevens van de verspreiding van de mosselen. In het Zwartemeer en het Vossemeer worden te weinig monsterlocaties bemonsterd om een goede nauwkeurigheid te behalen.

3.1.2 Het effect van het aantal submonsters op de nauwkeurigheid van een waterlichaam brede schatting.

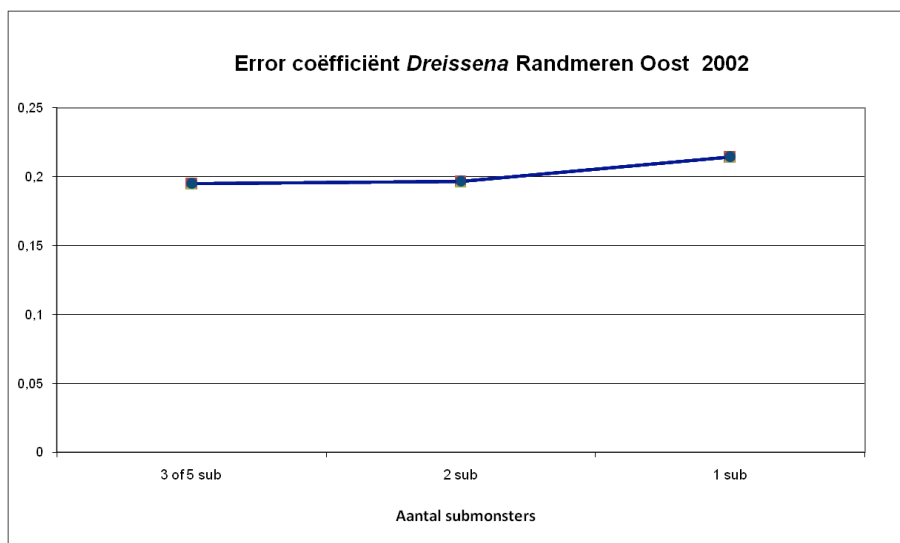
In het IJsselmeer / Markermeer worden per monsterlocatie meerdere submonsters genomen. Oorspronkelijk waren dit er 10, later werd dit terug gebracht naar 5. Ook in de Randmeren worden meerdere submonsters genomen (3 of 5 afhankelijk van de diepte van de monsterlocatie). Het nemen van meerdere submonsters kan de nauwkeurigheid van de waterlichaam-brede schatting verhogen. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op het effect van het aantal submonsters op de nauwkeurigheid van de waterlichaam-brede steekproef.



Figuur 3.5. Het effect op de nauwkeurigheid bij het nemen van minder submonsters per locatie. Gebaseerd op een volledig grid van monsterlocaties (= alle bemonsterde locaties). Het aantal locaties blijft steeds hetzelfde.

Voor deze analyse wordt gebruik gemaakt van enkele case-studies. In eerste instantie wordt ingezoomd op het IJsselmeer in 1992 en het Markermeer in 1993. Dit zijn de enige beschikbare bemonsteringen waarbij er 10 submonsters zijn genomen en bieden dus de mogelijkheid voor de breedste vergelijking. Vervolgens wordt ook de Randmeren Oost 2002 in detail onderzocht (figuur 3.6).

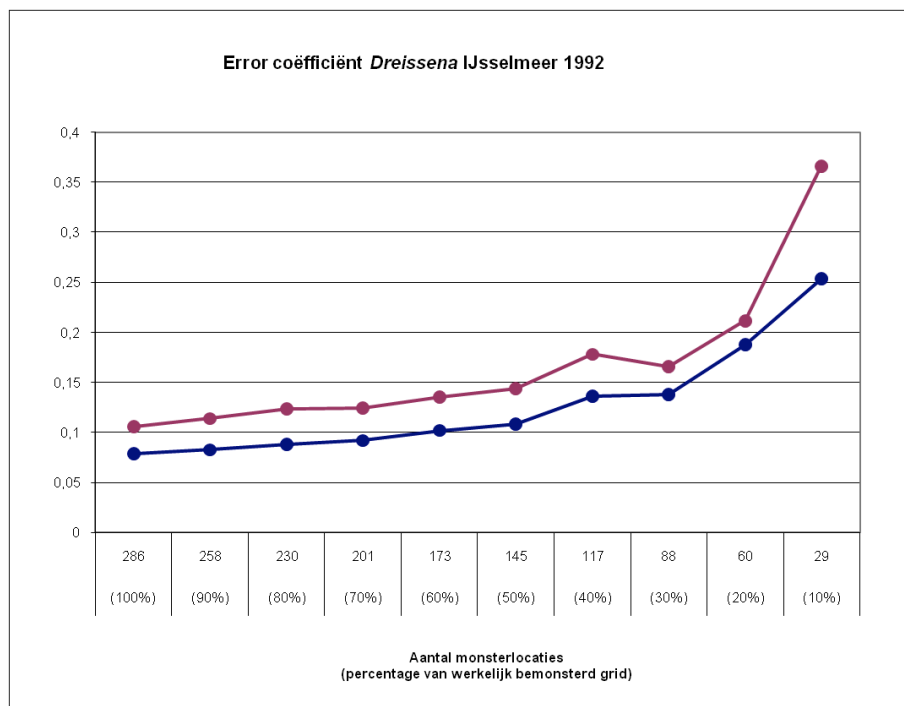
Uit de case-study IJsselmeer 1992 en Markermeer 1993 blijkt dat het effect van minder submonsters nemen op de nauwkeurigheid van de steekproef op watersysteem niveau relatief klein is (figuur 3.5). Bij het IJsselmeer begint er een flauwe toename in onnauwkeurigheid vanaf 7 submonsters, maar neemt pas steil toe vanaf 2 submonsters. De EC neemt van 10- naar 1 submonster toe van 0,079 naar 0,105. Bij het Markermeer begint er pas een stijging vanaf 3-4 submonsters. De EC neemt over het gehele traject toe van 0,109 tot 0,132. In figuur 3.6 staat het effect van het nemen van minder submonsters op de nauwkeurigheid voor de Randmeren Oost in 2002. Ook hier is te zien dat het effect van het nemen van minder submonsters zeer gering is. Het verschil in EC tussen 3 of 5 submonsters en maar 1 submonster is 0,02.



Figuur 3.6. Het effect op de nauwkeurigheid bij het nemen van minder submonsters per locatie. Gebaseerd op een volledig grid van monsterlocaties (= alle bemonsterde locaties). Het aantal locaties blijft steeds het zelfde.

Ter vergelijking is in figuur 3.7 de EC uitgezet tegen een steeds kleiner aantal bezochte monsterlocaties voor het IJsselmeer 1992 op basis van 10 submonsters (blauwe lijn; zelfde figuur als in paragraaf 3.3.1) en op basis van 1 submonster (rode lijn). Hieruit is af te lezen dat een EC van 0,15 bij 10 submonsters gehaald wordt bij ca 85 monsterlocaties (= 850 monsters) en dat dit bij 1 submonster gehaald wordt bij 145 monsterlocaties (= 145 monsters). Een aantal van 145 monsterlocaties x 1 submonster om een EC van 0,15 te halen is een zeer vergelijkbaar aantal als wat voor de meeste jaren gevonden wordt in de Benedenrivieren (tabel 3.1).

In de meest recente IJsselmeerbemonstering zijn 140 locaties bemonsterd en werden op elke locatie 5 submonsters genomen (tabel 3.1). Dit is dus vergelijkbaar met de situatie van de blauwe lijn op 50% van het bemonsterde grid (figuur 3.7). Een zelfde nauwkeurigheid kan behaald worden met 100% van het grid (=285 locaties) x 1 submonster, wat een kostenbesparing op kan leveren (285 bodemhappen i.p.v. 140 x 5 = 700 happen).



Figuur 3.7. Error coëfficiënten bij verschillend formaat grid op basis van 1 submonster (rode lijn) en op basis van 10 submonsters (blauwe lijn) voor het IJsselmeer 1992.

3.2 Verschillen in ruimtelijke vormgeving meetnetopzet

3.2.1 Ruimtelijke spreiding monsterpunten

In voorgaand hoofdstuk is onderzocht wat het effect is van aantallen monsters en submonsters op de nauwkeurigheid van het schatten van de mosseldichtheid in een waterlichaam. Echter, ook voor delen van waterlichamen zijn soms schattingen van de mosseldichtheid gewenst, vooral in ruimtelijke analyses van de verspreiding van mosselen over een waterlichaam of deelgebieden daarvan. Kennis over de ruimtelijke verspreiding van mosselen binnen een waterlichaam wordt bijvoorbeeld gebruikt om de aan- of afwezigheid van mosseletende watervogels in specifieke delen van waterlichamen te verklaren.

Vaak kan verwacht worden dat er een kleiner verschil bestaat tussen twee monsters die dicht bij elkaar genomen zijn, dan tussen twee monsters met een grote onderlinge afstand. Dat geeft aan dat er een ruimtelijke correlatie bestaat. Deze ruimtelijke correlatie kan bepalend zijn voor de nauwkeurigheid van een schatting voor een bepaald deelgebied. Grote mate van ruimtelijke correlatie geeft aan dat de variatie toeneemt met het formaat van het gebied waarvoor een schatting gemaakt wordt. Daardoor kunnen er

in een klein deelgebied minder monsterlocaties nodig zijn voor een nauwkeurige schatting dan bijvoorbeeld in een geheel waterlichaam.

Ruimtelijke correlatie kan onderzocht worden met behulp van semivariogrammen. Het semivariogram maakt bijvoorbeeld inzichtelijk dat locaties die dicht bij elkaar liggen meer op elkaar lijken dan locaties die verder uit elkaar liggen.

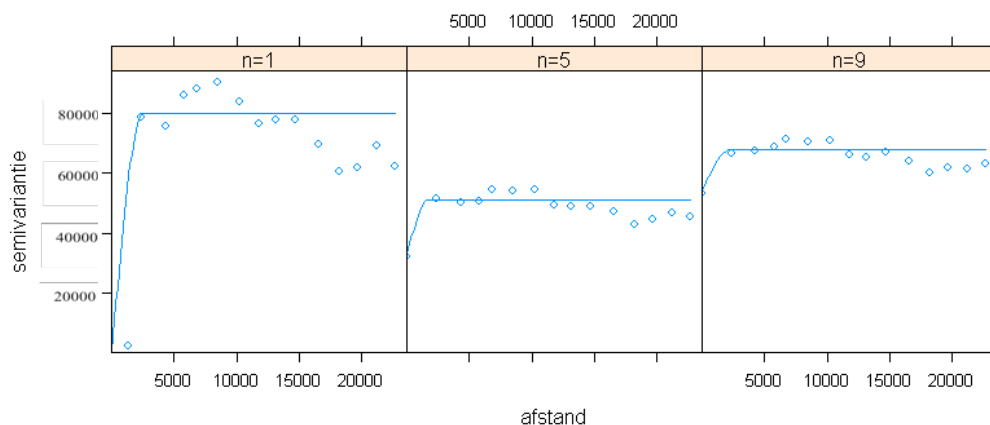
In een semivariogram staat semivariantie uitgezet tegen afstand (in klassen). Semivariantie is de variantie tussen puntenparen binnen een vaste afstandsklasse. Het semivariogram beschrijft de mate van ruimtelijke afhankelijkheid binnen een set met meetpunten. De vorm van het semivariogram is in dit geval het belangrijkste hulpmiddel. Punten die op de zelfde locatie gemeten zijn, dus afstand 0, hebben in principe een lage (semi)variantie (bij voorkeur zelfs een variantie van 0), bij toenemende afstand neemt de semivariantie toe totdat de variantie afvlakt en gelijk blijft met toenemende afstand. De afstand waarbij het semivariogram afvlakt is te beschouwen als de afstand waarop geen ruimtelijke correlatie meer tussen punten voorkomt.

De semivariogrammen (figuren 3.8 en 3.9) zijn gemaakt met behulp van verschillende selecties uit de datasets. Verschillende submonsters zijn in dit geval behandeld als verschillende monsters, zodat ook de ruimtelijke correlatie op kleine schaal onderzocht kon worden. Een artefact hiervan is dat de selectie met 9 submonsters 9 keer zoveel datapunten bevat als die met 1 submonster. Vandaar dat semivariantie bij verwachting iets hoger is naarmate er meer submonsters genomen worden. Dit is ook terug te zien in de figuren 3.8 en 3.9. Om door dit artefact niet misleid te worden, wordt hier vooral de vorm van de curven in figuur 3.8 en 3.9 gebruikt voor interpretatie.

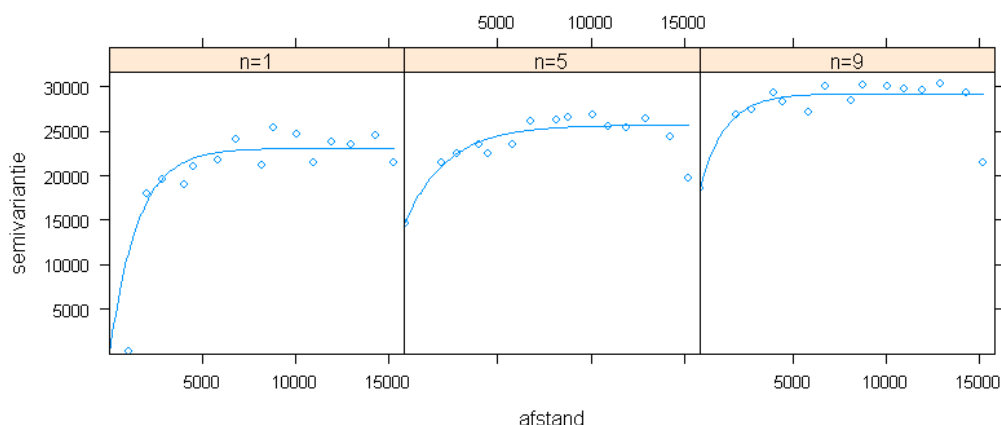
De ruimtelijke correlatie is onderzocht voor de grootste waterlichamen, het IJsselmeer en het Markermeer, omdat hier de grootste schaalvariatie mogelijk is. In figuur 3.8 en 3.9 staan de semivariantie uitgezet tegen de afstand tussen monsterlocaties. De drie deelfiguren representeren het zelfde jaar, maar voor 3 verschillende aantallen submonsters (1, 5 en 9). Uit figuur 3.8 blijkt dat de semivariantie in de meetgegevens slechts beperkt toeneemt met afstand, en alleen maar op een schaal van minder dan 2 kilometer (Alleen bij het nemen van 1 submonster neemt de variatie fors toe binnen de eerste 2 km, dit is echter misleidend omdat de variatie van 1 meting altijd 0 is).

Er kan geconcludeerd worden dat bij afstanden groter dan 2 km de variantie niet meer toeneemt met afstand tussen monsterpunten. Er is boven de twee kilometer dus geen ruimtelijke correlatie meer. Dit betekent dat de variantie op relatief kleine ruimtelijke schaal net zo groot is als op relatief grote ruimtelijke schaal en dat er voor een bepaalde nauwkeurigheid net zoveel monsterlocaties nodig zijn in een klein waterlichaam als in een groot waterlichaam. Het formaat van het waterlichaam of deel daarvan is niet bepalend voor hoeveel monsterlocaties er nodig zijn voor een nauwkeurige schatting. Bij een klein waterlichaam, of deelgebied (groter dan 2 x 2 km), moet dezelfde hoeveelheid locaties bemonsterd worden voor een nauwkeurige schatting als bij een groot waterlichaam.

Figuren zoals 3.8 en 3.9 zijn voor alle meetjaren van het IJsselmeer en Markermeer bijgevoegd in bijlage 3.



Figuur 3.8 De relatie tussen de variatie in de meetgegevens en de onderlinge afstand (in meters) tussen monsterpunten voor het IJsselmeer 1992, bij 1 submonster, bij 5 submonsters en bij 9 submonsters.



Figuur 3.9 De relatie tussen de variatie in de meetgegevens en de onderlinge afstand (in meters) tussen monsterpunten voor het Markermeer 1993, bij 1 submonster, bij 5 submonsters en bij 9 submonsters.

3.2.2 Gridbemonsteringen versus raaien en transecten

In de huidige situatie wordt er in het IJsselmeer/ Markermeer en in de Randmeren volgens een grid bemonsterd waarbij de monsterlocaties op gelijke afstand van elkaar liggen, in zowel x- als y richting (bijlage 1). In de Benedenrivieren wordt bemonsterd in raaien, waarbij de afstand tussen de monsterlocaties dwars op de lengte van het waterlichaam kleiner is dan de afstand tussen locaties in de lengterichting van het waterlichaam. Met name in het Haringvliet en het Hollandsch Diep is dit het geval. In het Volkerak-Zoommeer liggen sommige punten meer geclusterd dan andere.

Het is voor ruimtelijke analyses van de meetgegevens beter als monsterlocaties ingedeeld worden in een gelijkmatig verdeeld grid, waarbinnen de afstand tussen monsterlocaties in x- en in y-richting gelijk is. Wanneer bijvoorbeeld de afstand tussen monsterpunten in Noord-Zuid richting consequent kleiner is dan in Oost-West richting, kan uit een ruimtelijke analyse blijken dat er meer correlatie is tussen monsterpunten in Noord-Zuid richting dan tussen punten in Oost-West richting. Deze bevinding is dan slechts een artefact van de raabemonstering en kan tot onterechte conclusies leiden. Dit wordt voorkomen door te bemonsteren volgens een gelijkmatig grid met gelijke onderlinge afstanden tussen monsterpunten in zowel x- als y-richting.

De monsterlocaties in de Benedenrivieren moeten dus opnieuw bepaald worden.

3.3 Waterdiepte en materiaal

3.3.1 Ondiepe locaties: Case-study Randmeren

In eerdere analyses kwam naar voren dat er in de Randmeren relatief veel aandacht wordt besteed aan ondiepe locaties. In zeer ondiepe locaties is de dichtheid van met name driehoeksmosselen erg laag. Dit kan bijvoorbeeld verklaard worden doordat de mosselen ondiep erg gemakkelijk te prederen zijn door watervogels, maar ook de hoge temperatuurschommelingen van de bovenste waterlagen lijken nadelige gevolgen te kunnen hebben voor driehoeksmosselen. De optimale diepte voor zoetwatermosselen lijkt te liggen tussen 1 en 3 meter.

Op ondiepe locaties wordt tevens op een afwijkende manier bemonsterd (steekbuis). Met het oog op de erg lage dichtheden en de afwijkende bemonstering heerste bij aanvang van deze studie de vraag of het wel zinvol is om deze ondiepe locaties te blijven bemonsteren.

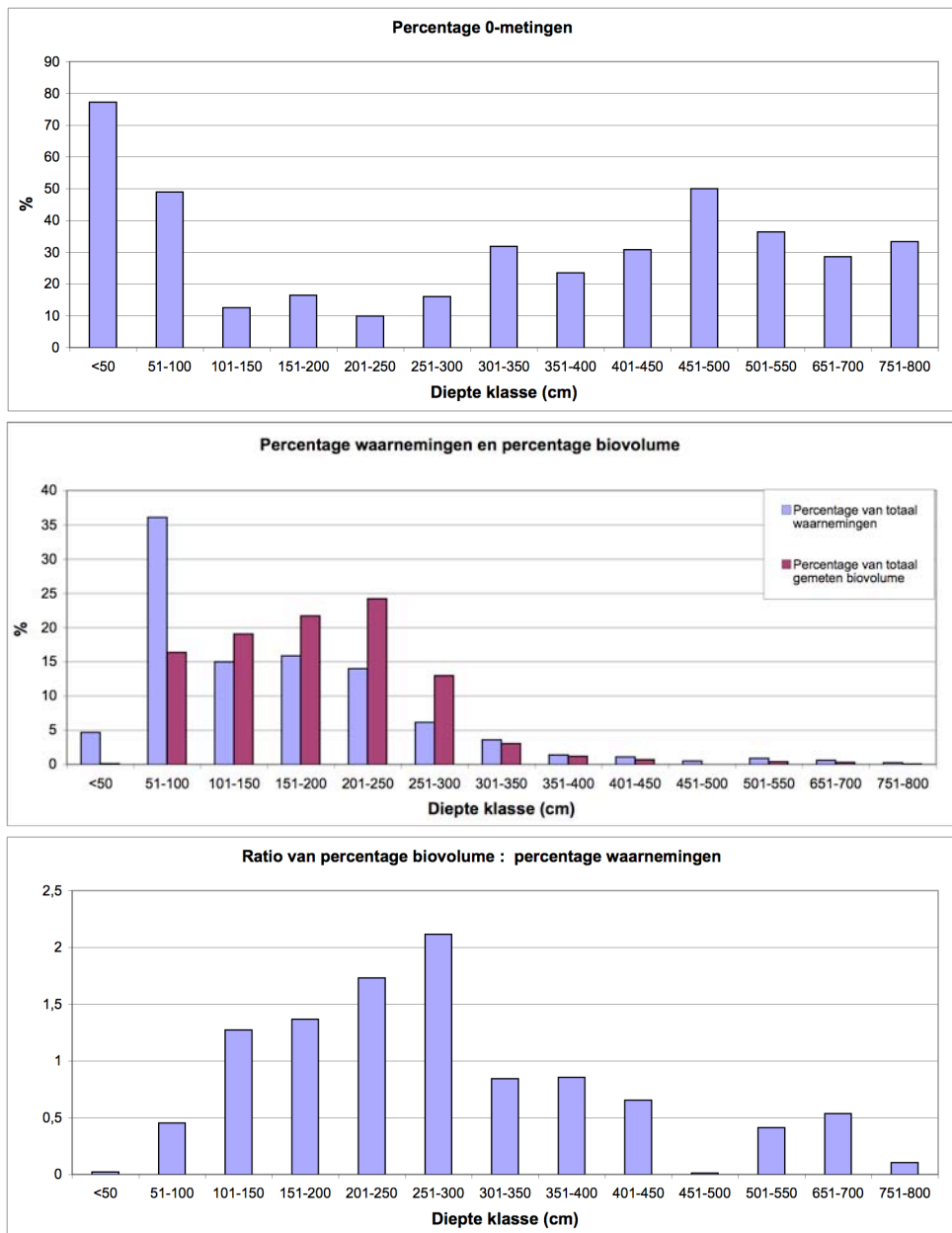
Om deze vraag te beantwoorden zijn alle beschikbare data van de Randmeren gebruikt (tabel 2.1). Vervolgens zijn de data in diepteklassen van 50 cm onderverdeeld. Als eerste stap is nu onderzocht hoe vaak er geen mosselen worden aangetroffen in een monster (0-meting) per diepte klasse. Uit figuur 3.10a blijkt dat in alle diepteklassen in meer dan 50% van de monsters mosselen worden aangetroffen, behalve in de klasse tot 50 cm diepte. Daar wordt in bijna 80 % van de monsters geen mosselen aangetroffen.

Als tweede stap is bekeken hoe de relatieve bemonsteringsinspanning (percentage van monsters) zich verhoudt tot de bijdrage aan de schatting van het totale biovolume. Het is alleen zinvol om te bemonsteren als de ingewonnen gegevens ook werkelijk bijdragen aan het schatten van het biovolume in het watersysteem. In figuur 3.10b is te zien dat in de meest ondiepe klasse ca. 5% van het totaal aantal monsters worden genomen, en dat die klasse nagenoeg niks bijdraagt aan het totaal gemeten biovolume (0,096%).

Als laatste stap is de ratio berekend, van de bijdrage aan het totaal gemeten biovolume ten opzichte van het percentage van de genomen monsters (figuur 3.10c). Deze ratio geeft weer wat de bijdrage is aan het totaal gemeten biovolume relatief ten opzichte van de bemonsteringsinspanning. Deze is voor de meest ondiepe klasse zeer gering.

Er kan geconcludeerd worden dat er in op de ondiepe locaties een lage mosseldichtheid wordt waargenomen. Dit gegeven is juist belangrijk om mee te nemen wanneer één gemiddelde voor het gehele waterlichaam wordt uitgerekend. Vooral om dat de Randmeren relatief grote arealen ondiepte bevatten.

Anderzijds kan er ook gedacht worden dat te veel 0-metingen een verspilling is van de inspanning. In dat geval kan overgegaan worden op een gestratificeerde bemonstering, waarbij alleen uitspraken gedaan kunnen worden over de dieptelaag waarin wel bemonsterd wordt. Of dit wenselijk is wordt verder besproken in hoofdstuk 4.4.



Figuur 3.10. a) Het percentage van alle monsters waar geen mosselen in werden aangetroffen. b) Het percentage van alle waarnemingen die zijn genomen in de verschillende diepteklassen, en de bijdrage aan het totaal gemeten biovolume mosselen. c) De ratio van de bijdrage aan het totaal gemeten biovolume : het relatieve aantal monsters (bijdrage aan schatting biovolume watersysteem : bemonsteringsinspanning).

3.3.2 Verschillende bodemhappers: Case-study Randmeren

In de verschillende watersystemen worden verschillende bodemhappers ingezet voor het nemen van de bodemmonsters. In het IJsselmeer/ Markermeer en in de Benedenrivieren worden monsters genomen met Van Veen happers. In de Randmeren worden drie vormen van bodemhappers toegepast: ondiepe locaties worden bemonsterd met een steekbuis (5 submonsters per locatie). Diepere locaties worden bemonsterd met een boxcorer of door een duiker met een metalen frame dat qua formaat identiek is aan de toegepaste Boxcorer (zogenaamde 'snoepschep'). Op de diepere locaties worden 3 submonsters per locatie genomen.

Een belangrijke vraag ter optimalisatie van de meetnetopzet is of er verschil is in de nauwkeurigheid van de verschillende bodemhappers. Het is moeilijk deze vraag te onderzoeken wanneer verschillende bodemhappers in verschillende watersystemen worden toegepast. Eventuele verschillen kunnen dan ook veroorzaakt worden door eigenschappen van de verschillende watersystemen. In de Randmeren worden drie verschillende bodemhappers in één watersysteem toegepast. Binnen de Randmeren kan deze onderzoeksvraag dus goed onderzocht worden. Daarom beperkt de rest van dit hoofdstuk zich tot een 'case-study' van de Randmeren.

Standaarddeviatie

De nauwkeurigheid van bemonsteren kan wederom onderzocht worden door de variatie in de data te onderzoeken. Echter, in tegenstelling tot eerder, zijn we nu niet geïnteresseerd in het aantal te nemen monsters (n-waarde). Het is van belang om te weten hoe nauwkeurig een bodemhapper bemonstert, ongeacht hoeveel monsterlocaties er bezocht worden. Waar eerder de standaard error werd gebruikt (afhankelijk van \sqrt{n} , zie paragraaf 2.4), wordt de variatie in dit geval beter vertegenwoordigd door een maat die niet direct beïnvloed wordt door de n-waarde, de standaard deviatie (SD).

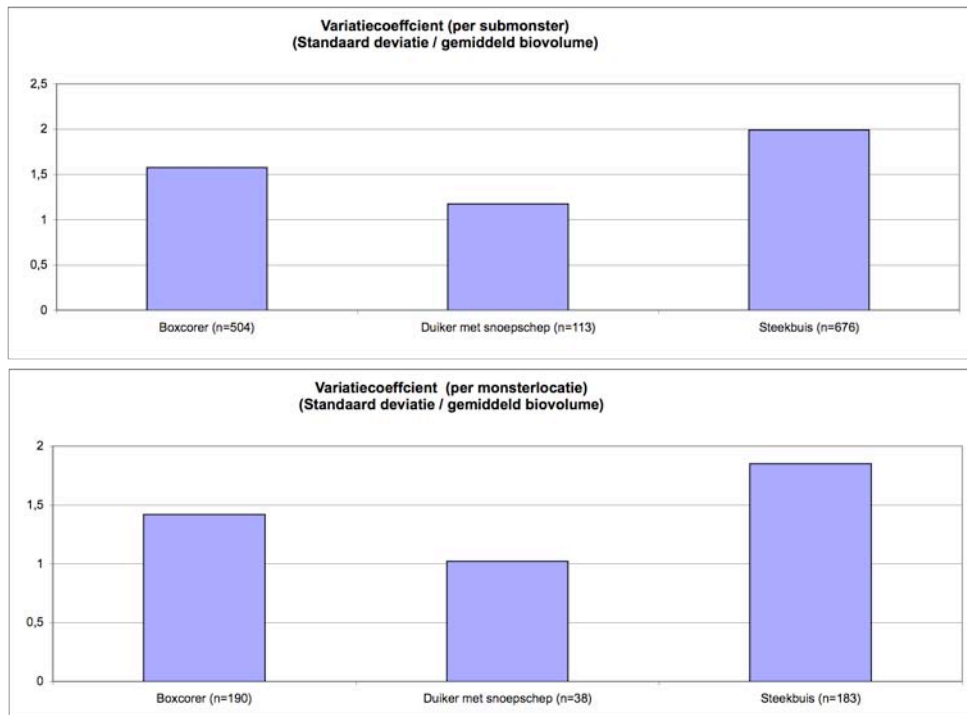
Het vergelijken van absolute SD's kan nog misleidend zijn. Stel dat een biovolume in ml 10 x groter is in groep a dan in groep b. Dan is het logischerwijs te verwachten dat de SD (ook uitgedrukt in ml) ook 10 keer groter is, zonder dat er minder nauwkeurig bemonsterd wordt. Een goede maat om de variatie tussen groepen te vergelijken, zonder misleid te worden, is de variatiecoëfficiënt (VC). Dit is de SD relatief ten opzichte van de waarneming. In dit geval gedefinieerd als de SD / gemiddeld biovolume.

Ook hier wordt gebruik gemaakt van de Poisson-verdeelde SD.

Gebruikte data

Voor deze analyse zijn alle data van de Randmeren gebruikt (tabel 2.1), met uitzondering van het jaar 2004. Van 2004 zijn geen gegevens per submonster beschikbaar. In 2006 is er op de diepere locaties bemonsterd door een duiker met een 'snoepschep', in de voorgaande jaren is er op de diepere locaties bemonsterd met een boxcorer. Het is belangrijk om te weten dat er op de ondiepe (steekbuis) locaties 5 submonsters per locatie zijn genomen, en dat er op diepe locaties (boxcorer of duiker) 3

submonsters zijn genomen. Om een goed onderbouwd beeld te krijgen, zijn de data voor alle Randmeren tezamen genomen, om een zo groot mogelijke dataset te kunnen analyseren.



Figuur 3.11. De variatiecoëfficiënten op watersysteem niveau resulterend uit het bemonsteren met drie verschillende bodemhappers. a) Uitgerekend met submonsters beschouwd als aparte monsters en b) met waarden per monsterlocatie (gemiddeld over de submonsters).

Verschillen tussen bodemhappers

Als eerste stap wordt onderzocht hoe nauwkeurig elk van de 3 bodemhappers één submonster neemt. Dit wordt bepaald op waterlichaam niveau, door alle submonsters te beschouwen als individuele monsters. In figuur 3.11a staat de variatiecoëfficiënt weergegeven voor elk van de 3 bodemhappers. Bemonsteren door duiker met 'snoepschep' resulteert in de kleinste variatiecoëfficiënt en is dus het meest nauwkeurig. De variatiecoëfficiënt van 1,2 betekent dat de standaard deviatie 1,2 keer zo groot is als het gemiddeld waargenomen biovolume. De boxcorer heeft een variatiecoëfficiënt van 1,6 en de steekbuis meer dan 2,0 (figuur 3.11a).

Als tweede stap is de variatiecoëfficiënt op watersysteem bepaald, waarbij gebruik is gemaakt van gemiddelde biovolumes per monsterlocatie. Hiervoor is dus eerst een gemiddeld biovolume uitgerekend voor de verschillende submonsters (5 voor de steekbuis, 3 voor boxcorer en duiker). Dit is de mate van nauwkeurigheid waar het in feite om gaat. Hoe meer submonsters er genomen zijn, hoe meer spreiding in de data op voorhand voorkomen wordt. Het is te verwachten dat de 5 submonsters van de steekbuis hier een voordeel zijn.

Verassend is dat in figuur 3.11b eenzelfde patroon te zien als in figuur 3.11a. Nog steeds bemonstert de duiker met de snoepschep het meest nauwkeurig en is de steekbuis het minst nauwkeurig. Vooral het verschil met de steekbuis is nog steeds fors. Een kanttekening hierbij is dat niet alle te nemen submonsters ook werkelijk in de beschikbare data aanwezig zijn. In de gebruikte data set waren er voor de boxcorer gemiddeld 2,65 submonsters, voor de duiker met snoepschep 2,97 submonsters en voor de steekbuis gemiddeld 3,69.

3.4 De kracht om trends in de tijd te ontdekken in relatie tot het aantal monsters

3.4.1 Verschillen tussen jaren

Er is in de bovenstaande analyse al een aantal keer de term 'detectievermogen' gevallen. Deze parameter hangt sterk samen met de SE en geeft aan hoe groot het verschil tussen twee metingen moet zijn voordat aangenomen kan worden dat het waargenomen verschil 'echt' (=significant) is en niet berust op toeval. Deze parameter bepaalt de 'krachtigheid' van je dataset en het vermogen om verschillen tussen metingen en trends te ontdekken. Alleen als het verschil tussen metingen van opeenvolgende meetjaren significant is, kan aangenomen worden dat een waargenomen trend werkelijk bestaat.

In tabel 3.2 staat voor alle waterlichamen en meetjaren die gebruikt zijn voor deze analyse het gemiddeld biovolume *Dreissena* per m². Er kunnen forse verschillen optreden tussen meetjaren, maar de verschillen zijn soms minder groot. In paragraaf 3.1.1 zijn aantallen monsterlocaties (n-waarden) afgeleid waarbij nauwkeurigheden van EC=0,1 en EC=0,15 worden gehaald. Dit correspondeert dus met een detectievermogen (voor significante verschillen) van 20% en 30%. Uit tabel 3.2 blijkt dat het verschil tussen twee opeenvolgende meetjaren in 17 van de 19 berekende gevallen 20% of groter was. In 13 van de 19 gevallen was het verschil meer dan 30%.

Dit illustreert het verschil in onderscheidend vermogen van de dataset tussen een steekproefgrootte waarbij EC=0,10 en een steekproefgrootte waarbij EC=0,15. In het eerste geval kan er bijna altijd een significant verschil tussen meetjaren aangetoond worden, in het tweede geval ca tweederde van de gevallen. Een steekproefgrootte waarbij een EC van 0,10 gehaald wordt (af te leiden uit tabel 3.1 paragraaf 3.1.1) geeft dus een groter onderscheidend vermogen binnen de mosseldata. Een EC van 0,10 zal onderzoeksvragen, bijvoorbeeld gerelateerd aan af- of toename van watervogels in de tijd, dus beter kunnen beantwoorden maar vergt tevens meer inspanning.

Tabel 3.2. Gemiddeld biovolume *Dreissena* per m² per waterlichaam per jaar en het verschil in biovolume tussen jaren binnen watersystemen. Aangegeven is of dit verschil significant aangetoond kon worden met EC=0,1 en EC=0,15. Waterlichamen: IJsselmeer (IJsM), Markermeer (MM), Volkerak Zoommeer (VZM), Haringvliet en Hollandsch Diep (HV / HD), Randmeren Zuid (RM Zuid), Randmeren Oost (RM Oost), Vossemeer (VM) en Zwartemeer (ZM).

Waterlichaam	Jaar	Gemiddeld biovolume <i>Dreissena</i> (ml/m ²)	Percentage verschil tussen opeenvolgende meetjaren	Vershil aantoonbaar met EC=0,1	Vershil aantoonbaar met EC=0,15
IJsM	1992	302	20%	✓	-
	1999	242	86%	✓	✓
	2007	33			
MM	1993	70	54%	✓	✓
	2000	32	31%	✓	✓
	2006	22			
VZM	1991	14	1207%	✓	✓
	1993	183	25%	✓	-
	1998	138			
HV / HD	1990	202	62%	✓	✓
	1994	328	43%	✓	✓
	2001	187			
RM Zuid	1998	208	39%	✓	✓
	2000	290	14%	-	-
	2002	332	52%	✓	✓
	2004	161	303%	✓	✓
	2006	649			
RM Oost	1998	149	28%	✓	-
	2000	108	21%	✓	-
	2002	85	45%	✓	✓
	2004	47			
VM	2002	67	81%	✓	✓
	2004	13	7662%	✓	✓
	2006	1009			
ZM	2002	147	13%	-	-
	2004	128	530%	✓	✓
	2006	807			

3.4.2 Trends in de tijd waarnemen

Wanneer aangetoond is dat de jaren onderling doorgaans werkelijk verschillen (paragraaf 3.4.1), kan onderzocht worden of er een vaste trend van af- of toename bestaat. Zo'n trend kan ook door toeval veroorzaakt worden, en dus moet onderzocht worden of de zichtbare trend significant is.

In een 'Power-analyse' kan onderzocht worden hoe groot de kans is dat we een significante trend ontdekken op basis van de variatie in de data, de mate van af- of toename en de meetfrequentie binnen onze huidige dataset. Het programma dat hiervoor is gebruikt heet TRENDS. Dit programma bevat de juiste voorgeprogrammeerde algoritmes voor Power-analyse voor lineaire en exponentiele regressie in de context van het monitoren van biologische populaties. Het programma TRENDS en de gebruikte algoritmes staan beschreven en geëvalueerd in Gerrodette (1987 & 1991).

Voor deze studie is met behulp van TRENDS de kans berekend dat het totale verloop in de mosseldichtheid (bijvoorbeeld IJsm 1992-2007; 303-33 ml) als significante trend aangetoond kon worden. Hierbij is de variatie, het totale verloop in biovolume uit tabel 3.2 en het aantal meetrondes uit tabel 3.2 ingevoerd als vaste gegevens. De berekende kans (tabel 3.3) wordt de 'power' van de meetnetopzet genoemd. Deze power wordt dus bepaald door de variatie, het verloop in de mosseldichtheid en het aantal meetrondes. Vooral het aantal meetrondes is een parameter die gestuurd kan worden om de power te verhogen.

De Power-analyse is uitgevoerd voor de drie grote meetrondes in het IJsselmeer, het Markermeer, het Volkerak Zoommeer en het Haringvliet / Hollandsch Diep waarvan de data beschikbaar zijn. Tevens is de analyse uitgevoerd voor de twee-jaarlijkse monitoring van Randmeren Zuid, Randmeren Oost, het Vossemeer en het Zwartemeer. Er is aangenomen dat het verband tussen toe- en afname van de mosselen en de tijd exponentieel verloopt (blijkt ook uit data). Omdat er maar een klein aantal meetrondes per watersysteem is in de beschikbare data, is het niet goed mogelijk om te testen of de data afwijken van een normale verdeling. Er zijn nu echter geen 0-waarnemingen meer en er is geen specifieke reden om te verwachten dat de data niet Normaal verdeeld is. Er wordt hier dus aangenomen dat de data niet afwijkt van een Normale verdeling. Er blijkt geen vast verband te zijn tussen de variatie en het gemiddeld biovolume mosselen, een belangrijk gegeven als input voor de analyse met TRENDS.

De 'power' wordt met name bepaald door de variatie in de data, het aantal metingen en de hoe sterk de trend van toe- of afname is. Als vuistregel kan worden gesteld, dat een 'power' van 0,8 een degelijke meting indiceert. Dit werd ook gehanteerd in Van der Meer (1994). Dat wil zeggen dat een meetnet waaruit resulteert dat de kans om een trend significant aan te tonen 0,8 bedraagt, een degelijk meetnet is. Wanneer de trend dan niet waargenomen wordt, kan er redelijkerwijs vanuit gegaan worden dat er geen trend is. Is deze waarde veel lager, dan blijft dit onzeker.

Tabel 3.3. De kans dat trends in de tijd significant aangetoond kunnen worden (=de power) met het huidige aantal beschikbare meetrondes en het aantal meetrondes dat nodig is om deze kans te verhogen naar 0,8. Een meetnet dat resulteert in een power van 0,8 is algemeen geaccepteerd als een degelijke meetnet. Waterlichamen: IJsselmeer (IJsM), Markermeer (MM), Volkerak Zoommeer (VZM), Haringvliet en Hollandsch Diep (HV / HD), Randmeren Zuid (RM Zuid), Randmeren Oost (RM Oost), Vossemeer (VM) en Zwartemeer (ZM).

Waterlichaam	Aantal meetrondes	Totaal tijdsbestek	Kans dat waargenomen trend significant is (=power)	Benodigd aantal meetrondes voor power = 0,8
IJsM	3	1992-2007	0,3	6
MM	3	1993-2006	0,16	21
VZM	3	1991-1998	0,15	10
HV / HD	3	1990-2001	geen trend	geen trend
RM Zuid	5	1998-2006	0,26	18
RM Oost	3	1998-2004	0,42	11
VM	3	2002-2006	0,11	17
ZM	3	2002-2006	0,11	21

In tabel 3.3 staat het aantal meetrondes waarvan de data beschikbaar was voor dit onderzoek, het tijdsbestek waarbinnen deze opeenvolgende meetrondes plaatsvonden en de power van die data om een significante trend waar te nemen. Ook staat in tabel 3.3 het aantal meetrondes dat nodig zou zijn om een power van 0,8 te halen. Dit aantal meetrondes staat los van tijd. Frequenter bemonsteren is dus een manier om de power te verhogen binnen een bepaald tijdsbestek.

In het IJsselmeer en Markermeer wordt eens in de 7-8 jaar bemonsterd. Hierdoor is de kans om een trend waar te nemen slechts 0,16 - 0,3 over een periode van 16 jaar. Dit terwijl er in die 16 jaar drastische veranderingen in het biovolume mosselen plaatsvonden (tabel 3.2). Wanneer er in het IJsselmeer 6 meetrondes waren geweest in dezelfde 16 jaar had deze trend wel aangetoond kunnen worden.

Uit tabel 3.3 blijkt dat er 6-21 meetrondes (ongeacht in hoeveel jaar) nodig zijn om de waargenomen trends in toe- of afname in de verschillende watersystemen significant aan te kunnen tonen. Dit betekent dat wanneer er bijvoorbeeld na een periode van 15 jaar een trendanalyse uitgevoerd moet worden, er in de meeste gevallen elk jaar gemeten had moeten worden.

Voor deze power-analyse is aangenomen dat de intervallen tussen meetrondes gelijk zijn. Dit is belangrijk want bij ongelijke intervallen neemt de power af. Er moet dus naar gestreefd worden om met gelijke intervallen te bemonsteren. Ook is aangenomen dat veranderingen in de mosseldichtheid volgens een exponentiele functie verlopen, abrupte crashes en regimeshifts bemoeilijken de resultaten.

4 Conclusies en discussie

4.1 Enkele monsters of meerdere submonsters

In het verleden werden er bij bemonsteringen van het IJsselmeer en Markermeer op elke monsterlocatie 10 submonsters genomen. Later werd dit 5. In de Randmeren neemt men 3 of 5 submonsters per locatie, afhankelijk van de waterdiepte. In de Benedenrivieren wordt 1 hap per monsterlocatie genomen. Voor de vergelijkbaarheid van de resultaten zal het goed zijn om deze methoden te standaardiseren tot 1 universeel toegepaste methode. Uit de voorliggende analyse blijkt dat het nemen van 1 enkele bodemhap per monsterlocatie de meest te prefereren methode is.

In paragraaf 3.1.2 is het effect van het nemen van submonsters onderzocht voor het IJsselmeer in 1992, het Markermeer in 1993 en de Randmeren Oost 2002. Hieruit blijkt dat het nemen van meerdere submonsters slechts een zeer beperkt effect heeft op de kwaliteit van de steekproef, wanneer men geïnteresseerd is in waterlichaam brede schattingen. Hiervoor is het aantal monsterlocaties veel belangrijker. Uit figuur 3.5 in paragraaf 3.1.2 blijkt dat het nemen van 10 in plaats van 1 submonster een verschil in nauwkeurigheid van gemiddeld $EC=0,024$ oplevert. Uit paragraaf 3.1.1 blijkt dat het verschil tussen 100% en 10% van het aantal monsterlocaties een verschil in nauwkeurigheid ca. $EC=0,2-0,3$ op kan leveren. Meer of minder monsterlocaties lijkt dus een factor 10 meer effectief dan meer of minder submonsters. Het marginale effect van meer submonsters blijkt ook uit figuur 3.7.

Het beperkte effect van meerdere submonsters wordt bevestigd door de resultaten die staan in tabel 3.1. In de Benedenrivieren wordt een $EC=0,15$ bereikt met gemiddeld 262 monster locaties x 1 submonster. Hiervoor hoeven in totaal dus maar 262 happen genomen en geanalyseerd te worden. In het IJsselmeer / Markermeer moeten met 5 of zelfs 10 submonsters gemiddeld 88 locaties bemonsterd worden om een $EC=0,15$ te halen. Dit zijn dus 440 of zelfs 880 happen voor dezelfde nauwkeurigheid als in de Benedenrivieren werd behaald met 262 happen. Het marginale effect van het nemen van meer submonsters wordt voor de Randmeren nogmaals bevestigd in paragraaf 3.3.2. Hier nam de variatie voor elk van de drie bodemhappers slechts zeer weinig toe wanneer er gerekend werd met één submonster in plaats van 3 of 5. Ook uit de ruimtelijke analyse (paragraaf 3.2.1) blijkt dat het nemen van submonsters slechts beperkt bijdraagt aan de nauwkeurigheid van bemonsteren.

Het nemen van meerdere submonsters draagt relatief weinig bij aan de nauwkeurigheid van de bemonstering. De verhoogde kosten van het nemen van meerdere submonsters lijken daarom niet gerechtvaardigd. Dit budget kan wellicht beter besteed worden aan het bemonsteren van meer verschillende locaties. Deze conclusie werd ook getrokken in verschillende eerdere onderzoeken naar meetnetoptimalisaties (Cuff en Coleman 1979; Van der Meer 1994).

4.2 Aantal monsterlocaties

Voor de Benedenrivieren geldt dat er gemiddeld ca. 430 monsterlocaties nodig waren voor een nauwkeurigheid van $EC=0,10$ (detectievermogen van 20%) en gemiddeld 260 voor een $EC=0,15$ (detectievermogen van 30%) (gemiddelden over de waarden uit tabel 3.1). Deze waarden zijn waarschijnlijk nog aan de hoge kant, want het Volkerak Zoommeer 1991 lijkt uitzonderlijk, en dit jaar trekt het gemiddeld aantal monsterlocaties omhoog.

Voor het Markermeer / IJsselmeer geldt dat er gemiddeld ca. 175 locaties nodig waren voor $EC=0,10$ en gemiddeld ca. 85 monsterlocaties voor een $EC=0,15$. Ongeacht of er 10 of 5 submonsters werden genomen. Deze aantallen betreffen steeds een hoger aantal bodemhappen dan de aantallen voor de Benedenrivieren (bijvoorbeeld 85×5 of 260×1 monsters voor $EC=0,15$).

Bemonsteringen op basis van 1 submonster per locatie zijn nu wenselijk (paragraaf 4.1). De aantallen berekend voor de Benedenrivieren voor de wenselijke nauwkeurigheid kunnen wellicht als leidraad dienen voor de andere watersystemen. Dit betekent dat er ca. 260 monsterlocaties nodig zijn voor een nauwkeurigheid van $EC=0,15$ en 430 monsterlocaties voor $EC=0,10$. Wanneer dit toegepast wordt op het IJsselmeer / Markermeer wordt het aantal monsterlocaties dus uitgebreid. Hier staat tegenover dat er uiteindelijk minder verschillende bodemhappen genomen moeten worden. Uit figuur 3.7 (paragraaf 3.1.2) kan afgeleid worden dat 430 en 260 monsterlocaties \times 1 submonster voor het IJsselmeer 1992 makkelijk tot de gewenste nauwkeurigheid zou leiden.

Een totaal van 430 ($EC=0,10$) of 260 ($EC=0,15$) monsterlocaties \times 1 submonster lijkt een goed uitgangspunt voor elk waterlichaam of andere eenheid waarvoor een schatting van de hoeveelheid zoetwatermosselen gewenst is. Hierbij kan 430 aangehouden worden in de grote waterlichamen (IJsselmeer, Markermeer en Benedenrivieren) en 260 voor de kleinere waterlichamen (Randmeren) om te voorkomen dat er onevenredig hoge kosten gemaakt worden voor kleine waterlichamen. In het grootste waterlichaam, het IJsselmeer, worden ook deelgebieden gebruikt in analyses (noordelijke helft versus zuidelijke helft). Aanbevolen wordt om in het IJsselmeer 430 enkele monsters te nemen in elk van deze twee deelgebieden, in totaal dus 860. Een goedkoper alternatief kan bijvoorbeeld zijn om in elk van de twee deelgebieden 260 enkele monsters te nemen, dan wordt de nauwkeurigheid van $EC=0,1$ in het meer als geheel makkelijk gehaald en kan er in de deelgebieden gewerkt worden met $EC=0,15$.

Randmeren

Voor de Randmeren Oost geldt dat er nu ca 65 locaties worden bemonsterd \times 3-5 submonsters. Een aantal van 260×1 zal daar naar verwachting de nauwkeurigheid verhogen zonder dat dit meer inspanning kost. In de Randmeren Zuid worden nu $45 \times 3-5$ submonsters genomen. Het nemen van minimaal 260×1 monster zal daar een (beperkte) verhoging van de bemonsteringsinspanning betekenen. Bij het Vossemeer / Ketelmeer en het Zwartemeer worden nu veel minder locaties bemonsterd en zal de bemonsteringsinspanning omhoog moeten om voor elk (KRW-) waterlichaam een

nauwkeurige schatting te krijgen. Wellicht moet geëvalueerd worden of het wel nodig is om voor elk KRW-waterlichaam apart de mosseldichtheid te kunnen bepalen. Hoewel het Zwartemeer een apart Natura 2000-gebied is, vormt het hydrologisch wel één watersysteem tezamen met het Vossemeer en Ketelmeer. Wellicht is dit een relevant argument om het Zwartemeer, Vossemeer en Ketelmeer als één systeem te beschouwen en verdeeld over de drie meren één set van minimaal 260 enkele monsters te nemen.

4.3 Ruimtelijke spreiding monsterlocaties

De ruimtelijke spreiding van de monsterlocaties is optimaal voor ruimtelijke analyses wanneer de monsterpunten volgens een gelijk grid verdeeld zijn over het waterlichaam. Dit betekent dat de onderlinge afstand tussen monsterpunten overal gelijk is, in zowel x- als y-richting. Dit wordt in de huidige situatie bijvoorbeeld toegepast in het IJsselmeer.

Het grid, en daarmee de exacte ligging van de monsterlocaties kunnen het beste éénmalig worden vastgesteld. In Van der Meer (1994) is voor verschillende methoden om de ligging van monsterlocaties te bepalen, uitgewerkt wat de voordelen en nadelen zijn, met betrekking tot analyse van de meetresultaten achteraf. Van der Meer (1994) behandelde 3 mogelijkheden: 1) de locaties bepalen op basis van ecologische argumenten, 2) de locaties elke meetronde random bepalen en 3) de locaties éénmalig random bepalen. Daarbij bleek optie 3, éénmalig random locaties bepalen, de meest gunstige methode om de ligging van de locaties te bepalen. Onder random kan dan verstaan worden: los van enige ecologische argumenten. Een ruimtelijk gelijk verdeeld grid met gelijke afstand tussen monsterlocaties is dus random.

In de huidige situatie wordt in het IJsselmeer, Markermeer en de Randmeren gewerkt met deze methode. Éénmalig zijn de locaties random bepaald en dezelfde locaties worden elk jaar bemonsterd. Daarnaast liggen de monsters in een grid met gelijke afstanden tussen monsterpunten. Indien in het kader van de meetnet-optimalisatie besloten wordt het aantal monsterlocaties te veranderen, zal er opnieuw een grid vastgesteld moeten worden.

4.4 Ondiepe locaties

Ondiepe locaties komen vooral voor in de Randmeren. Voor deze locaties bestond het vermoeden dat er weinig mosselen aangetroffen werden en de vraag bestond of het wel zinvol was deze te bemonsteren. Betreffende dit vraagstuk is een analyse uitgevoerd in paragraaf 3.3.1. Hieruit blijkt inderdaad dat er in monsters ondieper dan 50 cm maar zelden mosselen worden aangetroffen. Hoewel 5% van alle monsterlocaties in de Randmeren op dieptes < 50 cm liggen wordt hier minder dan 1% van het totaal gemeten biovolume mosselen aangetroffen. Dit kan een argument zijn om de ondiepe monsters helemaal niet meer te bemonsteren.

Een probleem hierbij is echter, dat het aanpassen van het bemonsteringsgrid op basis van inhoudelijk argumenten (afwijken van random bemonsteren) nadelige consequenties heeft voor de te kracht van uit te voeren analyses achteraf (paragraaf 4.3). Daarom is

het dus te prefereren om geen verandering aan te brengen op basis van waterdiepte en het voorkomen van mosselen, omdat dan wordt afgeweken van random bemonsteren. Omdat er alleen in de Randmeren 5% van de monsterlocaties om deze reden uitgespaard kan worden, weegt het argument van random bemonsteren zwaarder en is het dus geen goed idee de ondiepe locaties in de Randmeren niet meer te bemonsteren.

4.5 Verschillende bodemhappers

Het is niet duidelijk waarom verschillende bodemhappers ingezet worden in de verschillende watersystemen. Een boxcorer bemonstert kwantitatief beter dan een Van Veen Happer (Buskens *et al.*, in prep), maar functioneert minder goed in sterk stromend water. Echter, de meeste in deze analyse behandelde waterlichamen stromen niet. Ook in het Haringvliet en Hollandsch diep zijn de stroomsnelheden naar verwachting te gering om de boxcorer te belemmeren.

In paragraaf 3.3.2 is gekeken naar het effect van verschillende bodemhappers op de nauwkeurigheid van bemonsteren in de Randmeren. Dit kon alleen onderzocht worden in de Randmeren, omdat in alle andere watersystemen maar één type happer (de Van Veen happer) wordt toegepast. In de Randmeren zijn 3 bodemhappers toegepast: de steekbuis voor ondiepe locaties, de Boxcorer voor diepe locaties en duikers met een zogenaamde 'snoepschep' voor de diepe locaties in 2006.

Uit de analyse blijkt dat de duiker met 'snoepschep' het meest nauwkeurig bemonstert. Op de tweede plaats komt de boxcorer, en het meest onnauwkeurig is de steekbuis die wordt toegepast op de ondiepe locaties. Omdat het mogelijk moet zijn zowel de boxcorer als de duiker met 'snoepschep' toe te passen op de ondiepe locaties lijkt er geen reden te zijn om de steekbuis nog langer in te zetten.

De Van Veen happer die ingezet wordt voor de bemonsteringen in het IJsselmeer/Markermeer en de Benedenrivieren is geen geschikt instrument voor deze toepassing. Van Veen Happers zijn namelijk alleen geschikt voor kwalitatieve bemonsteringen, en niet voor kwantitatieve bemonsteringen zoals bij de mosselkarteringen (Buskens *et al.* in prep). Een boxcorer cq. 'snoepschep' is daarvoor wel geschikt. Alle toekomstige bemonsteringen, zouden dus bij voorkeur met een boxcorer of 'snoepschep' uitgevoerd dienen te worden.

Omdat een duiker 'ziet wat hij doet' kan de duiker met snoepschep erg nauwkeurig bemonsteren. Er bestaat daardoor echter ook een risico dat dit niet meer volledig random gebeurt. De duiker / onderzoeker kan verleid worden bewust te kiezen waar hij een bodemhap neemt. Echter, zolang de duiker / onderzoeker hier bewust mee omgaat en de bodemhap neemt alvorens de bodem te bekijken kan dit goed uitgesloten worden. In de praktijk wordt dit bijvoorbeeld toegepast door langs de ankerketting af te dalen en standaard direct naast de ankerketting het monster te nemen.

4.6 De kracht om trendanalyses uit te voeren

Om een analyse uit te voeren van trends in de tijd moet eerst gekeken worden of jaren doorgaans onderling significant verschillen. Wanneer er geen verschil zit tussen de jaren kan er immers ook geen sprake zijn van toe- of afname. Uit paragraaf 3.4.1 blijkt dat er bij nauwkeurigheden van $EC=0,10$ en $EC=0,15$ in respectievelijk c.a. 90% en 70% van de gevallen verschil tussen de jaren aangetoond kan worden. Wanneer de EC's van 0,10 en 0,15 nagestreefd worden lijkt het zoeken naar trends dus tot op zekere hoogte gerechtvaardigd.

Uit de analyse (paragraaf 3.4.2) blijkt dat met de huidige meetnetopzet (specifiek de frequentie van bemonsteren) het slecht mogelijk is om trends te ontdekken. De analyses die nu op de data uitgevoerd kunnen worden, hebben een power van 0,4 of minder, terwijl algemeen geaccepteerd is dat een meetopzet pas geschikt is voor trendanalyses wanneer een power van 0,8 wordt behaald (Van der Meer 1994). Om een power van 0,8 te behalen zijn 6-21 (gemiddeld 15) meetrondes nodig. Om na 15 jaar een trendanalyse uit te kunnen voeren zou dus elk jaar bemonsterd moeten worden. In het geval dat alleen zeer drastische toe- of afnamen (ineenstorten populatie) opgemerkt dienen te worden, kan eens in de twee jaar bemonsterd worden. Wanneer trendanalyses van populatiegroei of -afname belangrijk zijn, moet jaarlijks bemonsterd worden.

5 Aanbevelingen en advies

5.1 Aanbevelingen

- 1) Op elke monsterlocatie dient maar één bodemhap genomen te worden (in plaats van meerdere submonsters).
- 2) In elk waterlichaam of deelgebied daarvan waarvoor de mosseldichtheid moet worden bepaald, dienen 430 locaties bemonsterd worden voor een nauwkeurigheid van $EC=0,10$ en 260 voor $EC=0,15$.
- 3) Voor grote waterlichamen (Markermeer, Benedenrivieren) wordt aanbevolen 430 locaties te bemonsteren. Het IJsselmeer moet in zowel de noordelijke als zuidelijke helft 430 monsterlocaties bevatten. De Randmeren-Zuid en Randmeren-Oost moeten elk 260 monsterlocaties bevatten. Het Ketel- en Vossemeer en Zwartemeer kunnen wellicht als één systeem beschouwd worden en dienen tezamen 260 monsterlocaties te bevatten.
- 4) De monsterlocaties dienen volgens een vast grid ingedeeld te worden. Hierbij dient de afstand tussen locaties in x- en y- richting gelijk te zijn. Raai- of transect-bemonsteringen zoals nu toegepast in de Benedenrivieren voldoen hier niet aan.
- 5) De monsterlocaties dienen éénmalig gekozen te worden en vervolgens dient er elke meetronde op dezelfde locaties bemonsterd te worden.
- 6) De ondiepe monsterlocaties in de Randmeren moeten worden aangehouden.
- 7) De steekbuis die in de Randmeren toegepast wordt op ondiepe locaties zou vervangen moeten worden door bemonsteren met de Boxcorer of duiker met 'snoepschep'.
- 8) Overall dient de toepassing van de Van Veen happer vervangen te worden door de Boxcorer of duiker met 'snoepschep'.
- 9) Om een degelijke trendanalyse uit te kunnen voeren, moet er frequenter bemonsterd worden. Elk jaar bemonsteren is hierbij de meest te prefereren optie.

5.2 Advies

Door geen submonsters meer te nemen, maar slechts één bodemhap per locatie kan er bespaard worden op de bemonsteringsinspanning (=kosten). In de Benedenrivieren kunnen minder locaties worden bemonsterd, in de overige waterlichamen moeten iets meer locaties worden bemonsterd. Tezamen, minder locaties in de Benedenrivieren plus meer in de overige wateren, zal dit niet veel veranderen aan de kosten. Netto is het

daarom wellicht mogelijk om voor één meetronde kosten te besparen door het nemen van minder submonsters.

Er wordt volgens de huidige meetnetopzet niet frequent genoeg gemeten. Het budget dat per meetronde wordt bespaard door het nemen van minder submonsters, zou ingezet kunnen worden om de kartering frequenter uit te voeren, bijvoorbeeld jaarlijks.

Suggestie aangereikt door de begeleiders vanuit de opdrachtgever:

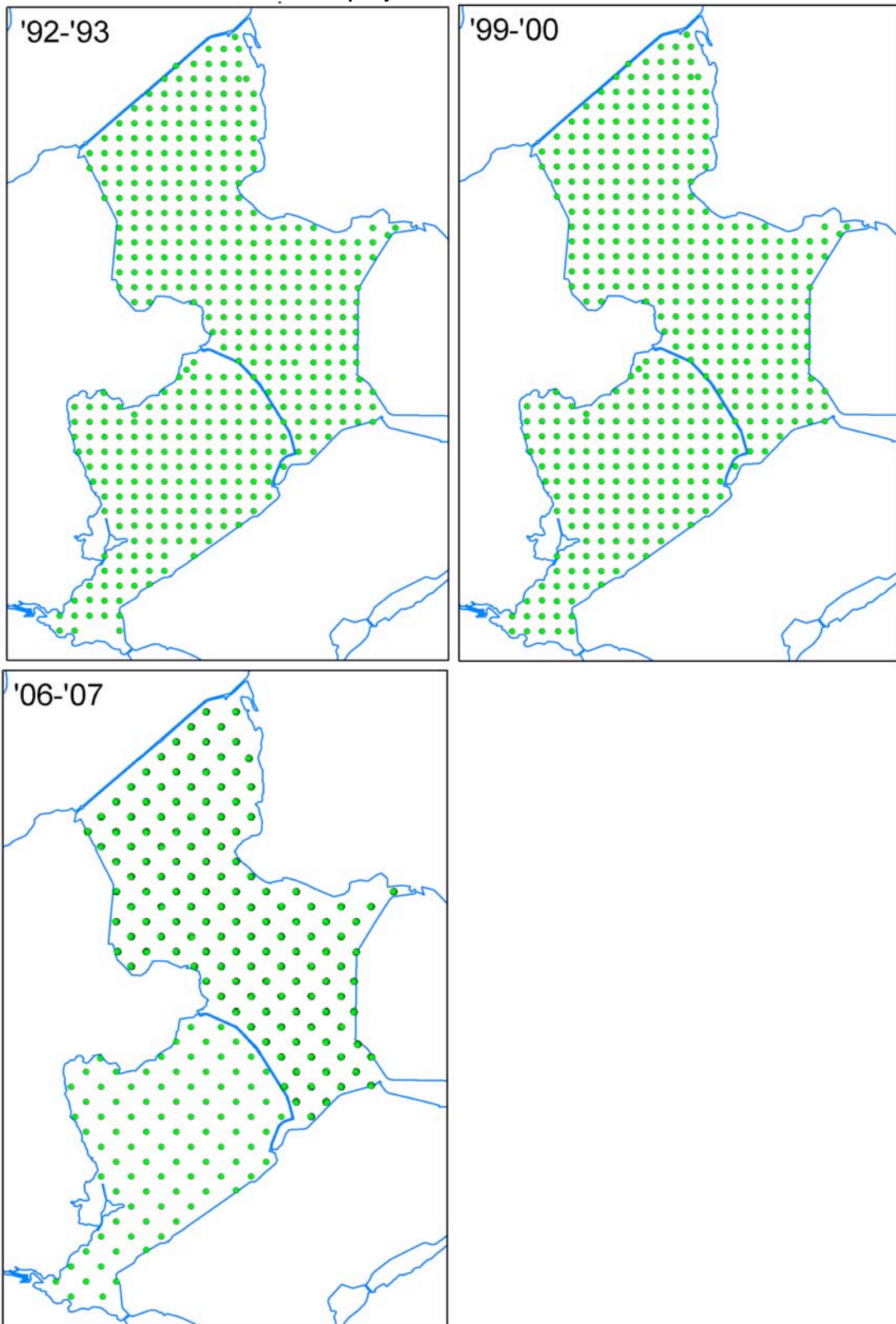
Uit deze analyse blijkt dat het bemonsteren van meer locaties effectiever is dan het nemen van meerdere submonsters. Hierop zijn de aanbevelingen gebaseerd. Echter, uit bijvoorbeeld figuur 3.5 is ook op te maken dat het nemen van 2 submonsters in plaats van 1 wel iets bijdraagt aan de nauwkeurigheid van de bemonstering. Dus, hoewel meer locaties wellicht effectiever is, is het nemen van 2 i.p.v. 1 submonster niet per definitie zonder nut. Wanneer het uitbreiden van het aantal monsterlocaties te kostbaar wordt geacht, bijvoorbeeld omdat blijkt dat dit de kostbare vaartijd verhoogt, kan het nemen van 2 submonsters wellicht een goedkoper alternatief zijn. Voorbeeld voor het IJsselmeer: het originele 2x2 km grid wordt vastgehouden (285 locaties), maar op elke locatie worden nu twee submonsters genomen. Deze twee submonsters liggen op de vaarroute tussen monsterlocaties en kosten dus geen extra vaartijd.

6 Literatuur

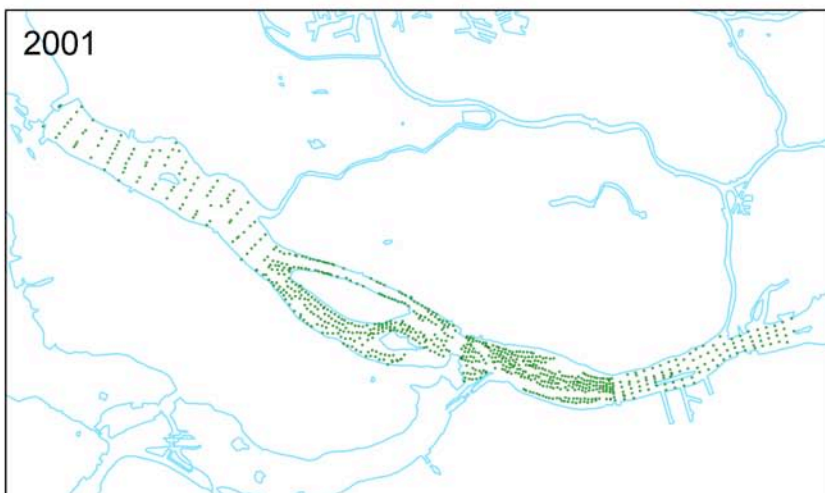
- Aquasense. 2006a. Maatlat tweekleppigen. Aquasense Amsterdam, Amsterdam
- Aquasense. 2006b. Maatlat macrofauna voor het Markermeer. Aquasense Amsterdam, Amsterdam
- Buskens, R., Moeleker, M. Brans, B., Swarte, M. (eindconcept) Hoofdstuk 11 Macrofauna. In: Kwaliteitshandboek hydrobiologie. STOWA
- Cuff, W., Coleman, N. 1979. Optimal survey design: lessons from a stratified random sample of macrobenthos. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 36: 351-361.
- Gerrodette, T. 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364-1372
- Gerrodette, T. 1991. Models for power of detecting trends - a reply to Link and Hatfield. *Ecology* 72: 1889-1892.
- Heunks, C., Lambersl. H. R. & van der Winden, J. 2007. Passende beoordeling van maatregelen en ontwikkelingen in de Veluwerandmeren. Voorkeursvariant IIVR dd. November 2007 en overige ontwikkelingen. Rapport nr. 07-220, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Meer, J. van der 1994. De statistische opzet van enkele biologische meetnetten in de mariene wateren van Nederland. NIOZ, Texel
- Oude Voshaar, J.H. 1995. Statistiek voor onderzoekers. Met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen. Wageningen pers, Wageningen
- Portielje, R. 1999. Ongepubliceerde analyse. Rijkswaterstaat
- Webster R. and M. A. Oliver. 1990. *Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey*, New York: Oxford University Press
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey

Bijlage 1

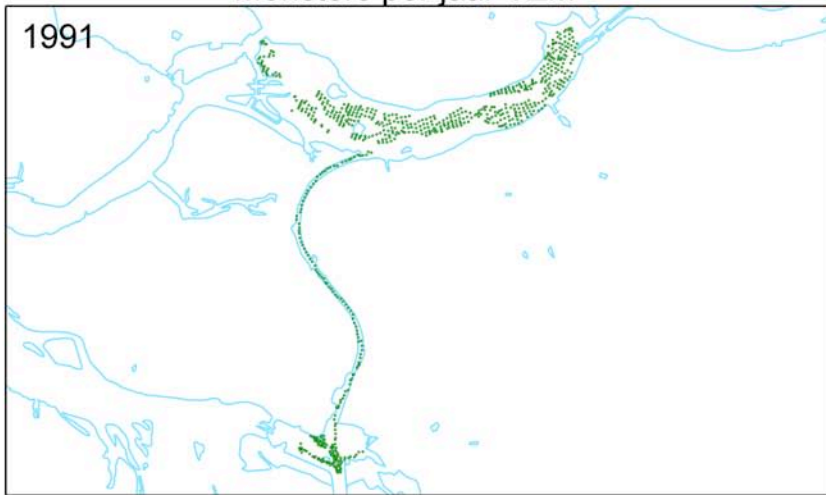
Monsters per jaar IJsselmeer/ Markermeer



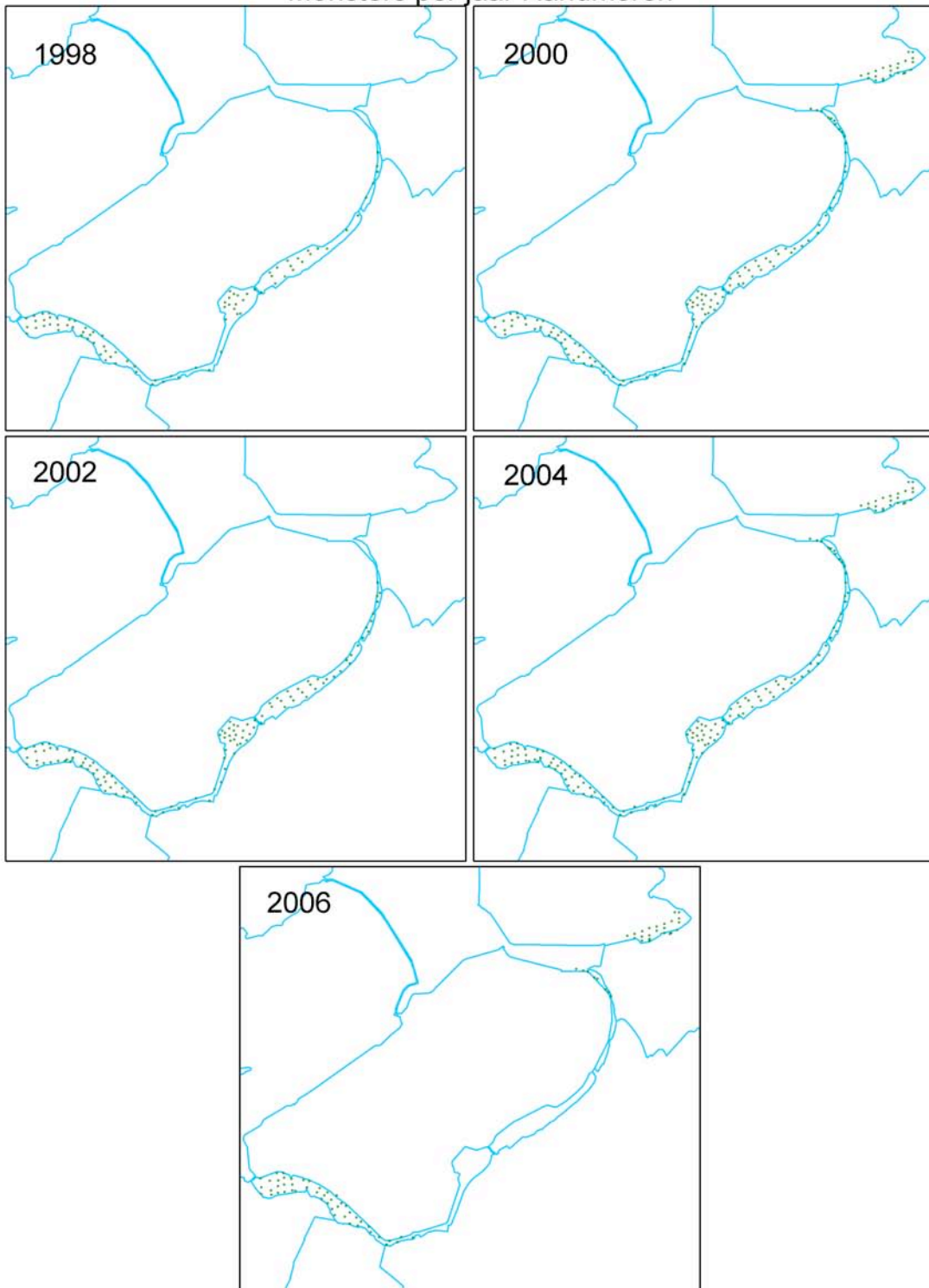
Monsters per jaar HD HV



Monsters per jaar VZM

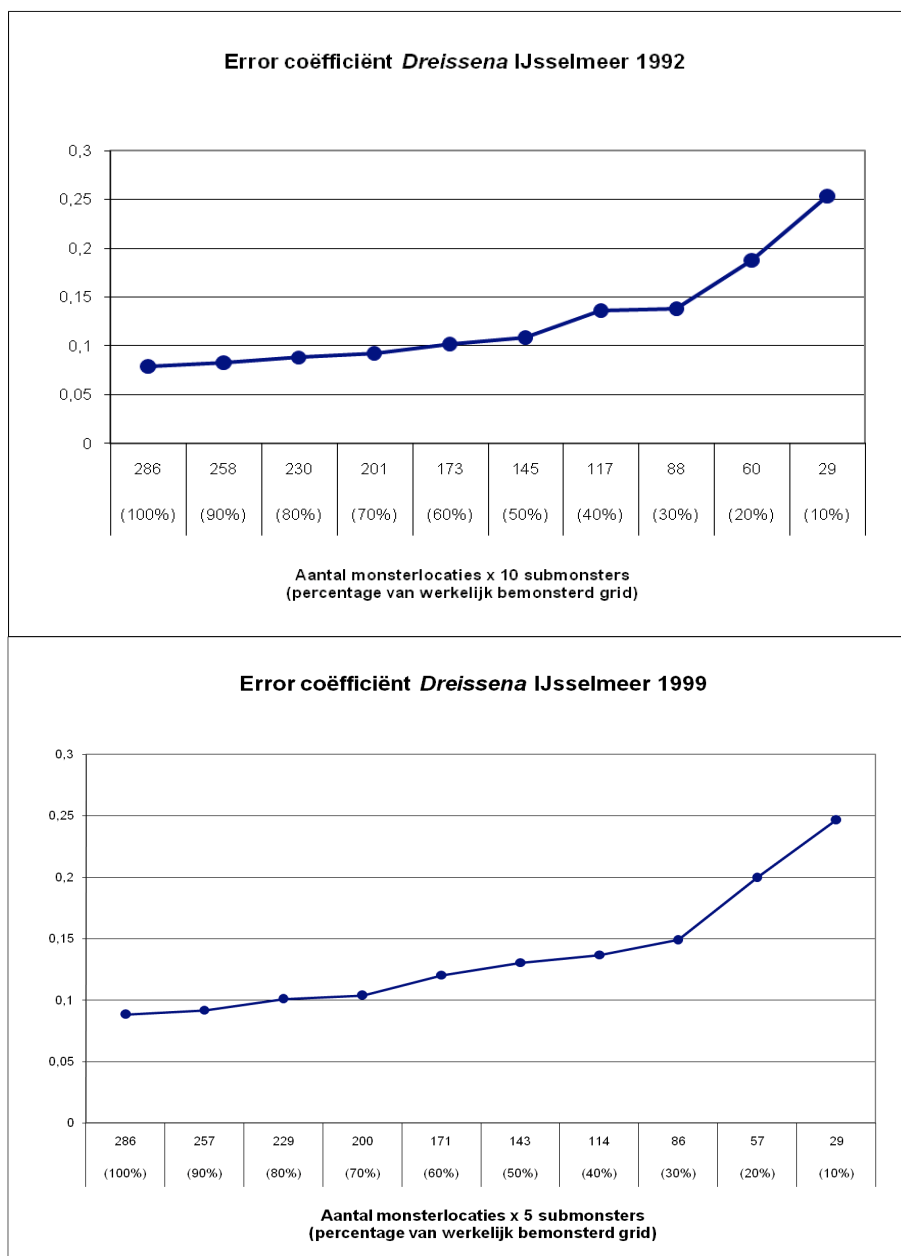


Monsters per jaar Randmeren

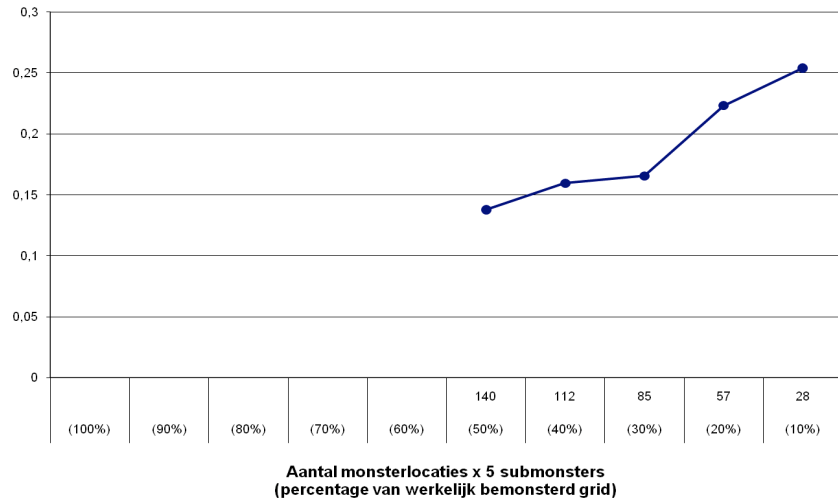


Bijlage 2 De errorcoëfficiënt bij verschillende aantallen monsterlocaties.

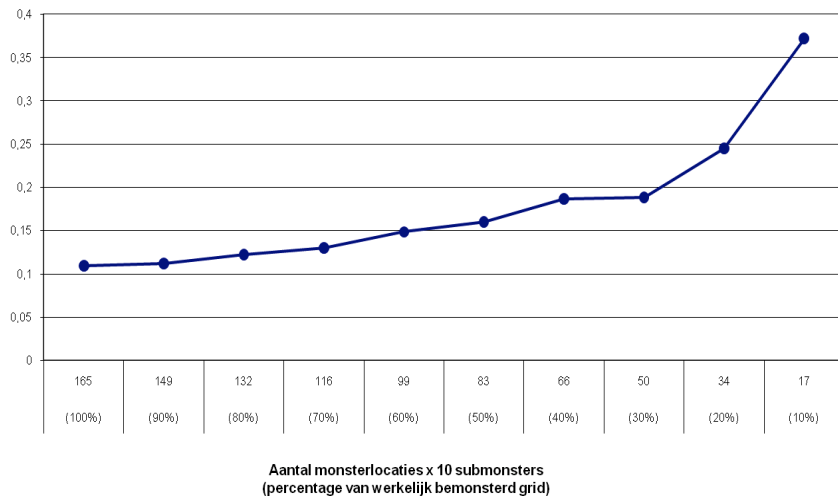
IJsselmeer / Markermeer



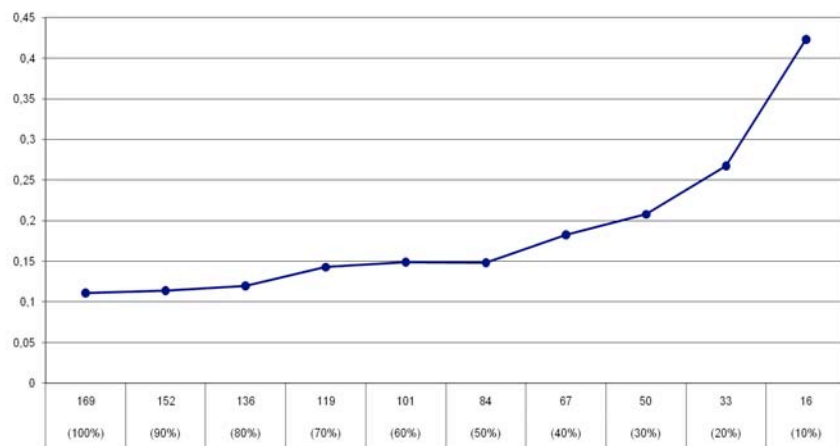
Error coëfficiënt *Dreissena* IJsselmeer 2007



Error coëfficiënt *Dreissena* Markermeer 1993

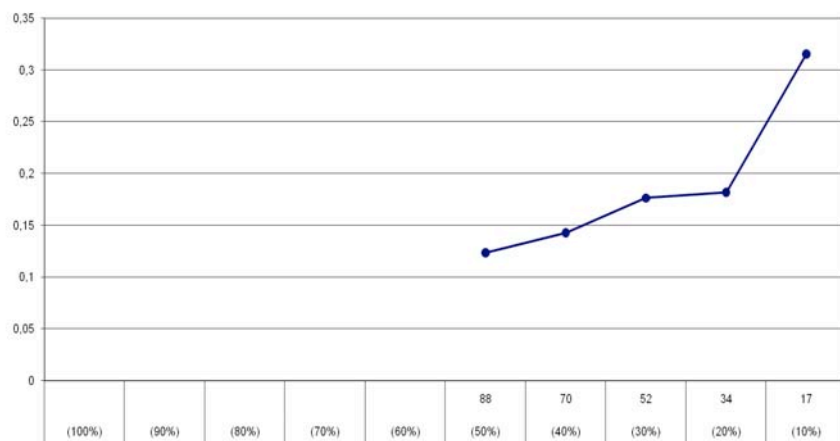


Error coëfficiënt *Dreissena* Markermeer 2000



**Aantal monsterlocaties x 5 submonsters
(percentage van werkelijk bemonsterd grid)**

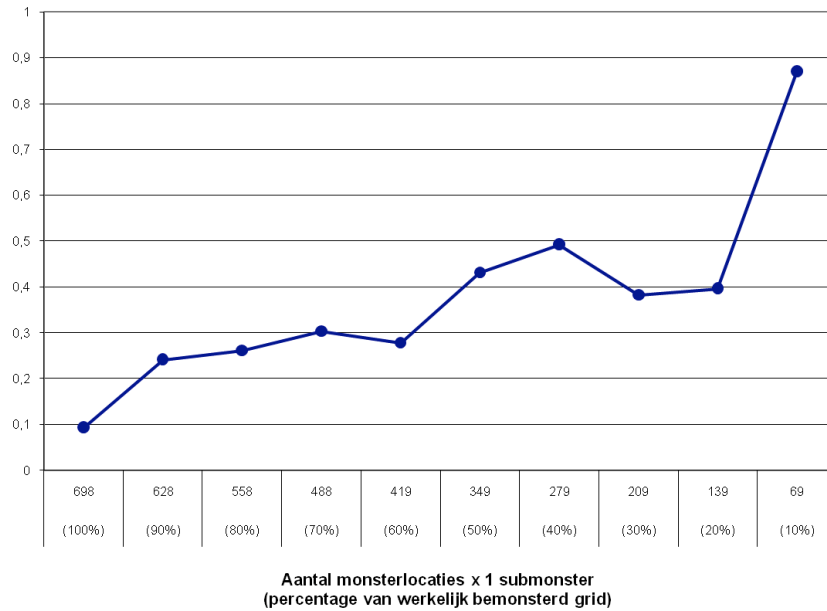
Error coëfficiënt *Dreissena* Markermeer 2006



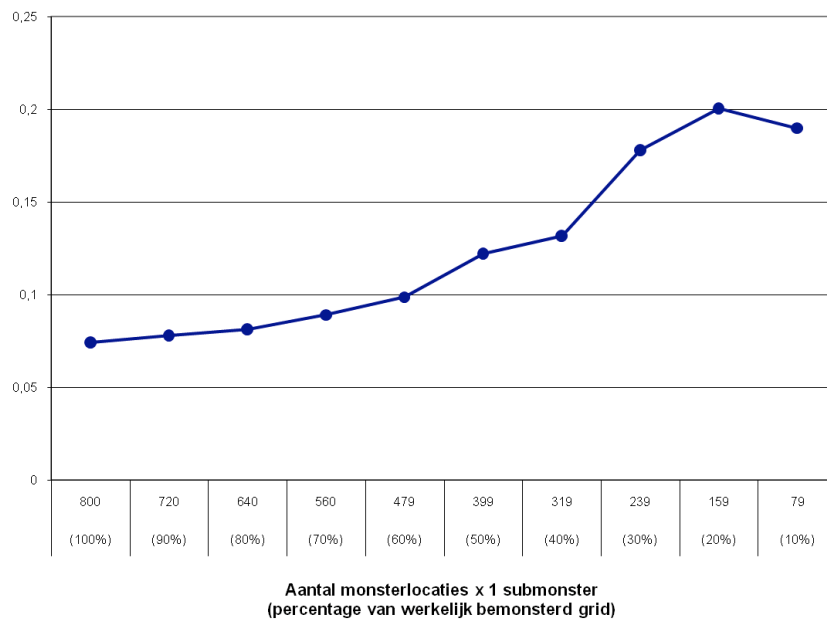
**Aantal monsterlocaties x 5 submonsters
(percentage van werkelijk bemonsterd grid)**

Benedenrivieren

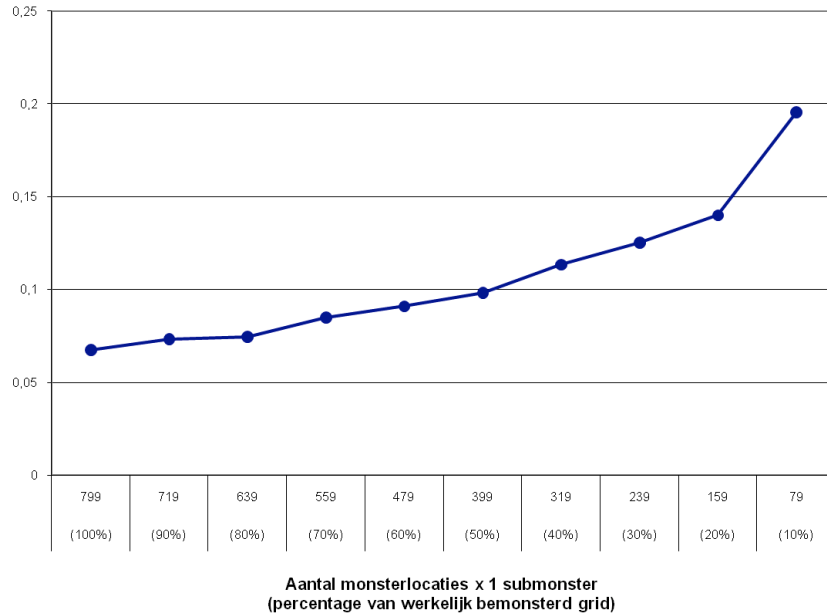
Error coëfficiënt *Dreissena* Volkerak Zoommeer 1991



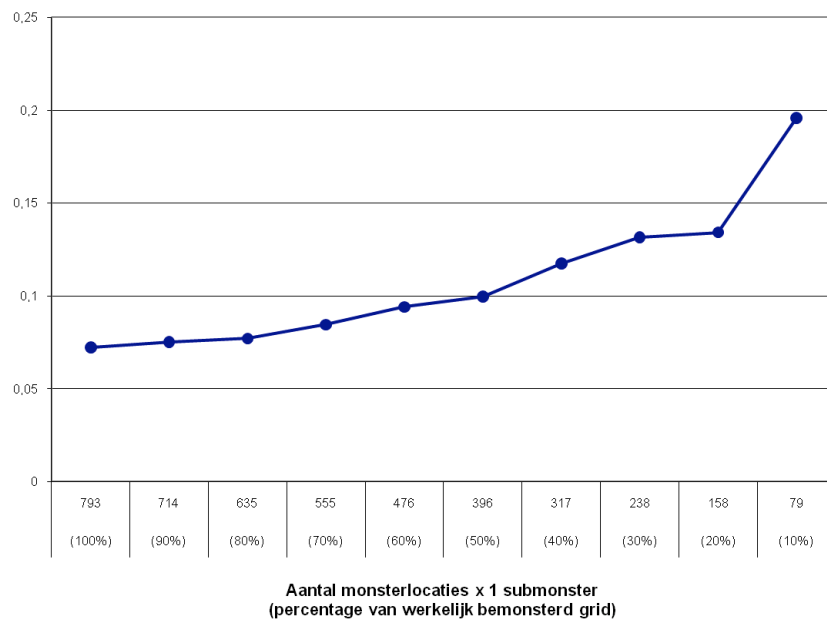
Error coëfficiënt *Dreissena* Volkerak Zoommeer 1993



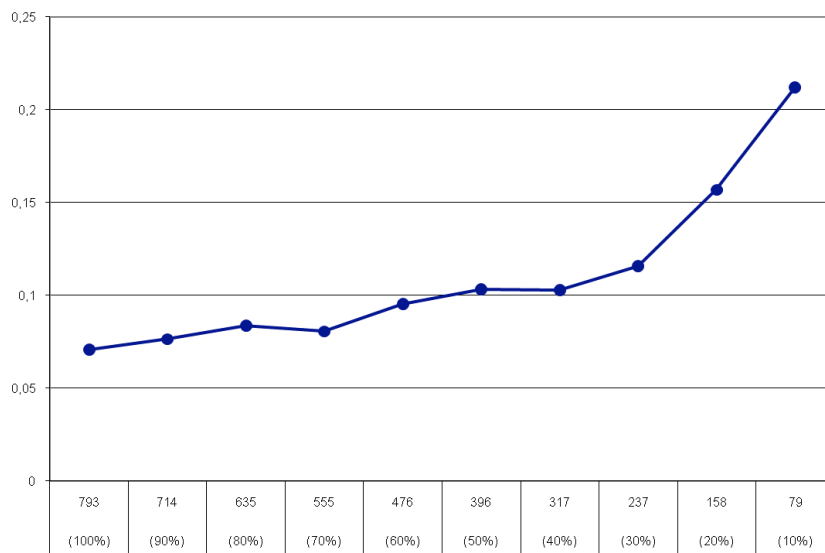
Error coëfficiënt *Dreissena* Volkerak Zoommeer 1998



Error coëfficiënt *Dreissena* Haringvliet en Hollandsch Diep 1990

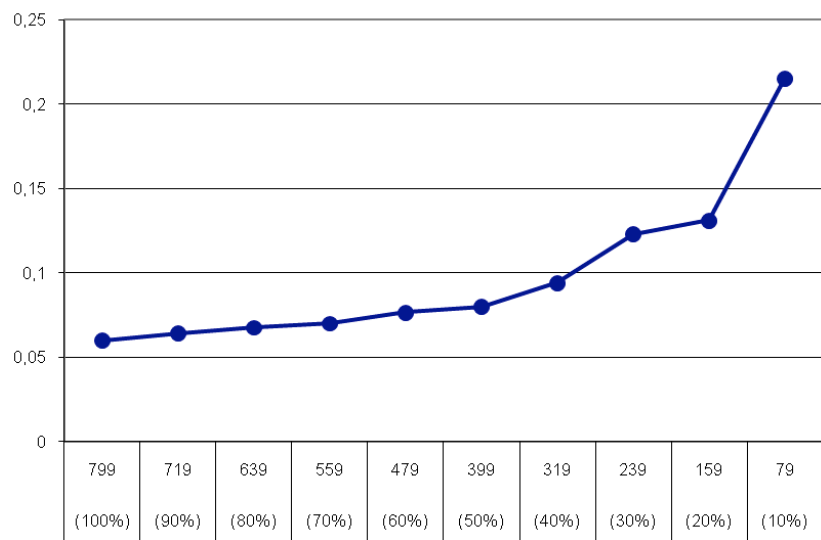


Error coëfficiënt *Dreissena* Haringvliet en Hollandsch Diep 1994



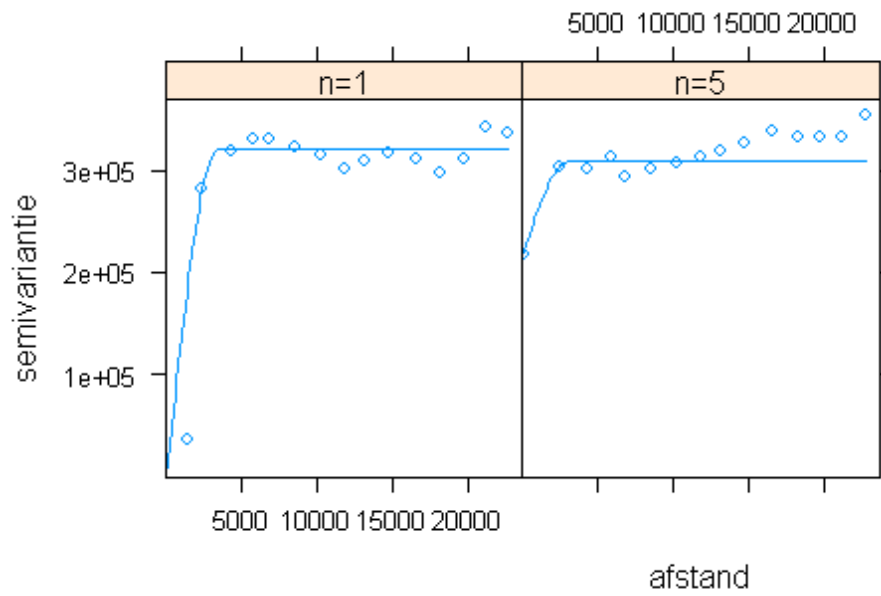
Aantal monsterlocaties x 1 submonster
(percentage van werkelijk bemonsterd grid)

Error coëfficiënt *Dreissena* Haringvliet en Hollandsch Diep 2001

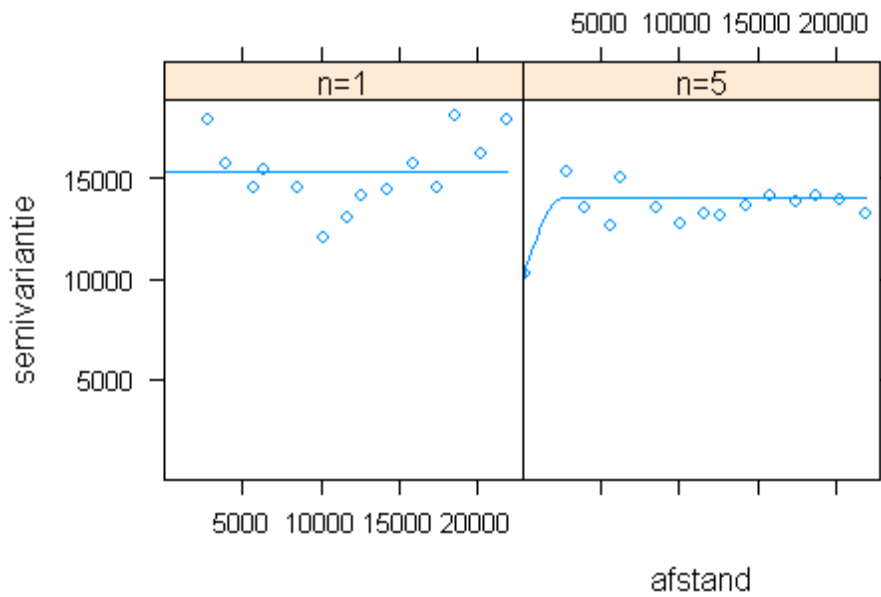


Aantal monsterlocaties x 1 submonster
(percentage van werkelijk bemonsterd grid)

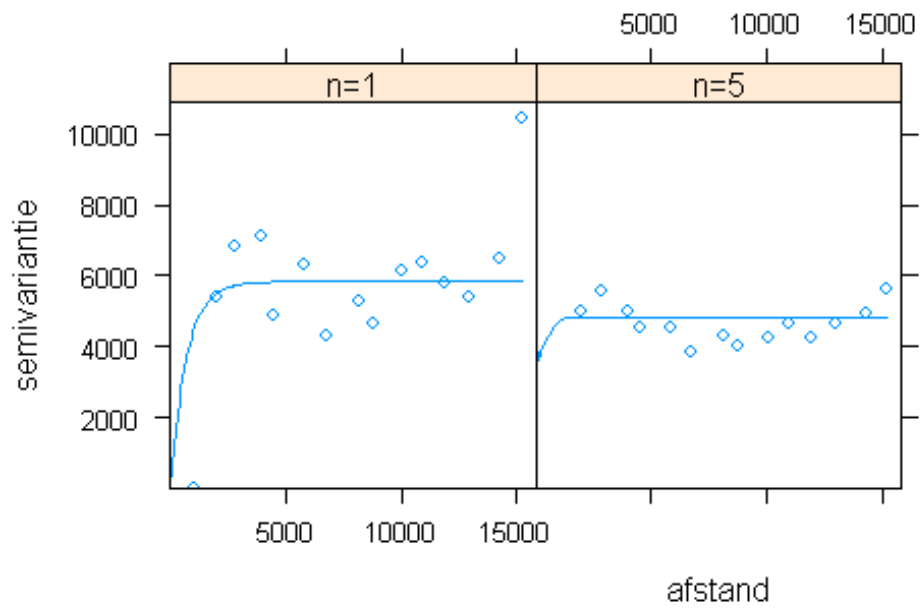
Bijlage 3 Semivariogrammen IJsselmeer en Markermeer



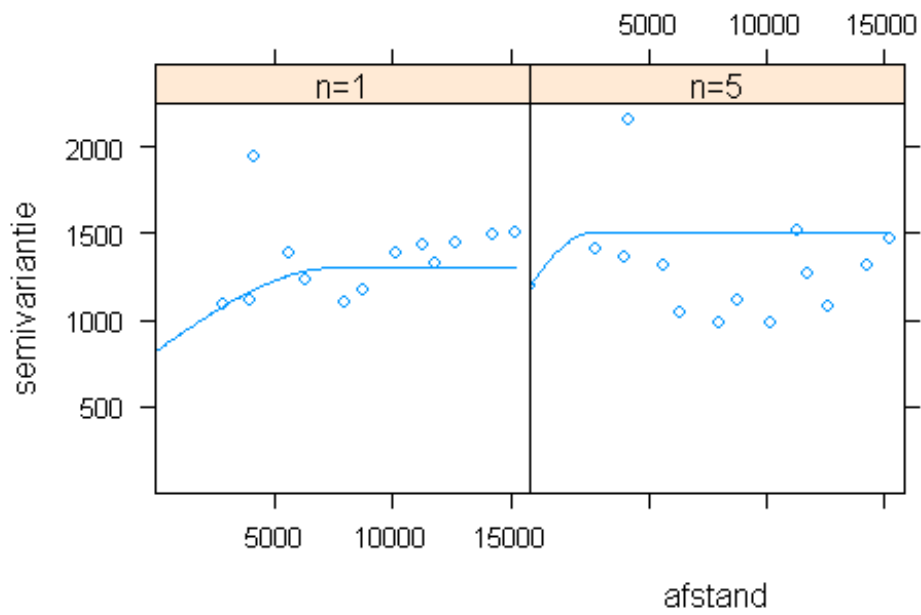
IJsselmeer 1999



IJsselmeer 2007



Markermeer 2000



Markermeer 2006

Bijlage 4 Duiker met snoepschep



Bijlage 5 Voorstel aanpassingen RWSV

Monsterneming van zoetwatermosselen

Nr. 913.00.B001

versie 3.0

Wijzigingsblad

Uitgegeven door: Secretariaat Periodiek Overleg Hoofden Meet- en Informatiediensten (POHM)

Informatie: Dit document bevat een voorstel ter aanpassing van RWSV naar aanleiding van Lengkeek *et al.* (2008).

Deze RWSV is een gezamenlijke uitgave van de Meet- en Informatiediensten van de Regionale Directies van Rijkswaterstaat.

Hoewel bij deze uitgave de uiterste zorg is nagestreefd kunnen fouten en onvolledigheden niet geheel worden uitgesloten. De Meet- en Informatiediensten van de Regionale Directies aanvaarden derhalve geen enkele aansprakelijkheid, ook niet voor directe of indirecte schade ontstaan door of verband houdend met toepassing van deze gepubliceerde uitgave

Telefoon:

Fax:

Titel: Monsterneming van zoetwatermosselen
Nummer: 913.00.B001
Versie: 3.0
Datum afgifte: 08-07-2003

Wijziging ten opzichte van vorige versie	
Paraaf	Omschrijving wijziging

Routing	Naam	Datum
Aanvraag wijziging		
Wijziging gecontroleerd door		
Verspreid door		

Akkoord uitgever		
------------------	--	--

Inhoudsopgave

1	Onderwerp	7
2	Toepassingsgebied	7
3	Documentatie	7
4	Toestellen en hulpmiddelen	7
4.1	Algemene materialen	7
4.2	Voorzieningen voor registratie veldgegevens	8
5	Uitvoeringsopdracht	8
6	Werkwijze	8
6.1	Vorbereiding	8
6.2	Monsterneming	9
6.3	Opslag en transport	9
6.4	Selectie van de monsters voor de ijklijn	9
7	Rapportage	10
8	Kwaliteitsborging	10
9	Veiligheid en milieu	10
10	Referenties	10
Bijlage 1.	Locaties MWTL	11
Bijlage 2.	Voorbeeld bemonsteringsformulier / bestand mosselinventarisatie	14
Bijlage 3.	Voorbeeldlijst; controle aantal bemonsterde volumeklassen: Driehoeksmosselen/ Aziatische mosselen (doorhalen wat niet van toepassing is)	15
Bijlage 4:	Voorbeeldlijst aangeleverde monsters t.b.v. Ijklijn biovolume/asvrijdrooggewicht en lengtefrequentiebepaling: Driehoeksmosselen / Aziatische mosselen/ Grote zoetwatermosselen	16

1 Onderwerp

Dit RWSV beschrijft de bemonsteringsmethode voor zoetwatermosselen in de rijkswateren. Tevens wordt de voorbehandeling van de monsters beschreven ten behoeve van de (laboratorium) bepaling van de lengte frequentieverdeling en de ijklijn biovolume asvrijdrooggewicht.

2 Toepassingsgebied

Het voorschrift is van toepassing voor de monsterneming in de grote zoete rijkswateren: IJsselmeer/Markermeer, Hollandsch diep/Haringvliet en de Grote Rivieren. Het betreft de soorten: Driehoeksmosselen (*Dreissena*), Aziatische mosselen (*Corbicula*) en grote zoetwatermosselen waaronder de Schilders (*Unio*), de Zwane (*Anadonta*) en de Eendemosselen (*Lepadidae*). De methode geldt als standaard voor het Milieumeetnet Zoete Rijkswateren (MWTL-programma).

3 Documentatie

Referentie (par.)	Onderwerp	Codering (RWSV)
6.2	Algemene richtlijnen voor de bemonstering van de waterbodem	RIZA notanr. 89.056
6.2	Monsterneming van macrofauna op hard substraat	913.00.B002

4 Toestellen en hulpmiddelen

4.1 Algemene materialen

- ~~Van Veenhapper met een oppervlak 400–500 cm².~~ **Boxcorer met bemonsteringsoppervlakte van 296 x 191 mm = 0,0565m² of een duiker met bodemschep (model 'snoepschep') met oppervlakte van 296 x 191 mm = 0,0565m² (deze oppervlakten zijn conform eerdere bemonsteringen in de Randmeren).**

Opmerking 1

Het is noodzakelijk dat gedurende het (meerjarige) onderzoeksprogramma wordt uitgegaan van dezelfde happer (qua type en oppervlak).

- Poliepgrijper (rivieren).
- Thermometer met een nauwkeurigheid van ± 1 °C.
- Zeeftafel; zeef 2 mm.
- Maatcilinder 25 ml.
- Maatcilinder 100 ml (± 1 ml).
- Maatcilinder 250 ml (± 2 ml).
- Watervaste stift.
- Circa 100 plastic zakken (gemengd; A4-formaat, A3-formaat en A5-formaat).
- Emmers.
- Koelvoorziening (koelkast met een temperatuur van 4 ± 2 °C of gelijkwaardig b.v. koelbox).
- Scalpel voor (*Dreissena*) toevoegen.

4.2 Voorzieningen voor registratie veldgegevens

Bemonsteringsformulieren, (evt. etiketten) en/of veldcomputer voor directe invoer in het veld (zie bijlage 1). Indien voor een veldcomputer wordt gekozen wordt aanbevolen om regelmatig (minimaal dagelijks) een back-up van het bestand te maken.

5 Uitvoeringsopdracht

Een werkopdracht met daarin aangegeven:

- Een omschrijving van de locatie-soort (puntlocatie, raai of grid).
- De coördinaten van de bemonsteringslocaties en in het geval van een raai of grid bemonstering tevens een nadere toelichting op de ligging van de monsterpunten in de raai of het grid.
- Nauwkeurigheid van het plaatsbepalingssysteem van ± 5 meter.

Opmerking 2

Gezien het laagfrequente karakter van deze inventarisaties is het zeer aan te bevelen bij de locatiekeuze aan te sluiten bij eerdere bemonsteringen. Voor MWTL wordt hiervoor verwezen naar bijlage 1.

- De in te winnen veldgegevens en wijze waarop de op te leveren bestanden aangemaakt moeten worden (voor MWTL zie bijlage 2).
- Het aantal voor nadere analyse mee te nemen monsters.
- Het monsternamen apparaat.

Opmerking 3

Voor het vaststellen van een goede ijklijn "biovolume asvrijdrooggewicht" is het nodig dat van ieder watersysteem een aantal monsters worden meegenomen (bij MWTL is gekozen voor 30 stuks) voor nadere analyse. Deze monsters dienen evenredig verdeeld te zijn over de aangetroffen volumeklassen. Hierom wordt per aangetroffen volumeklasse één monster bewaard. Indien er te weinig volume klassen gevonden worden om het gevraagde aantal monsters te verkrijgen dan moeten uit iedere klasse meerdere monsters genomen worden.

- De periode waarin de bemonstering moet worden uitgevoerd.

Opmerking 4

Vanuit MWTL is gekozen om de bemonstering uit te voeren in de periode oktober - november. Dit is de periode ná de broedval maar nog voor de periode dat de driehoeksmosselen in grote hoeveelheden worden geconsumeerd door duikeenden.

6 Werkwijze

6.1 Voorbereiding

- Controleer aan de hand van de werkopdracht of de juiste bemonsteringsmaterialen aanwezig zijn.
- Controleer met een plaatsbepalingssysteem (b.v. dGPS) of het juiste monsterpunt is gekozen.

6.2 Monsterneming

Bij ieder monsterpunt worden de volgende acties uitgevoerd:

- Bepaal de gevraagde locatiegegevens (zie bijlage 2).
- Neem een monster:
 - * Delta, **Randmeren** en IJsselmeergebied: neem met de ~~Van Veenhapper~~ **Boxcorer of bodemschep (door duiker)** een monster.
 - * Rivieren: Pak een steen met de polieprijper en borstel deze af conform RWSV 913.00.B002).
- Zeef het monster over een 2 mm zeef.
- Verwijder de driehoeksmosselen zo nodig met het scalpel van de steen.
- Haal de levende mosselen van de zeef.

Opmerking 5

~~Zorg dat de Van Veenhapper bij het binnen halen gesloten is (anders is de kans groot dat er mosselen zijn weggespoeld).~~

- Sorteert de mosselen in een emmer/pot/bakje (afhankelijk van de grootte van het monster) in:
 - * Driehoeksmosselen.
 - * Aziatische mosselen.
 - * Grote Zoetwatermosselen.

Driehoeksmosselen en Aziatische mosselen

- Bepaal per soort met maatcilinder het volume (bijlage 2).
- Zet per soort een turfstreepe bij de betreffende volume klasse (bijlage 3).
- Verwijder de driehoeksmosselen zo nodig met het scalpel van de steen.

Grote zoetwater mosselen

- Meet de lengte van alle grote zoetwatermosselen (in cm).
- Scoor het aantal grote zoetwatermosselen per lengteklasse (bijlage 2).

Opmerking 6

Vanwege het verwachte geringe aantal Grote zoetwater mosselen per monster wordt van deze soort geen "ijklijn biovolume lengteverdeling" bepaald maar wordt direct in het veld de lengte opgemeten en hoeft dus geen biovolume te worden bepaald. Om toch een indruk van die dichtheid en de soortensamenstelling te krijgen worden ook hiervan monsters genomen.

- Doe het monster in een plastic zak voorzien van datum, watersysteem, monsterpunt (coördinaten), monsternummer enz.

6.3 Opslag en transport

- Transporteer de monsters in een koelkast met een temperatuur van 4 ± 2 °C of onder gelijkwaardige condities (b.v. koelbox).
- Vries het monster binnen 24 uur in bij een temperatuur: 18 °C.

6.4 Selectie van de monsters voor de ijklijn

- Bepaal aan het einde van de totale bemonstering welke monsters voor nadere analyse aan het laboratorium worden aangeboden. Hierbij moet een goede verdeling worden gemaakt

over de volumeklassen en over het gebied (zie uitvoeringsopdracht). Bij de selectie wordt gebruik gemaakt van de gevulde tabel in bijlage 3. De geselecteerde monsters worden aangegeven in een overzicht zoals in bijlage 4 is opgenomen.

- De monsters die niet worden aangeboden worden door de opdrachtnemer verwijderd.

7 Rapportage

- Aan de opdrachtgever wordt een zo volledig mogelijk gevuld bestand geleverd met de gevraagde waarnemingen (zie bijlage 2, 3 en 4).
- Vermeld in de bestanden de bijzonderheden waargenomen tijdens de bemonstering (aanwezigheid van zwevend vuil, oliefilm op water e.d.) en afwijkende werkwijzen van dit RWSV.

8 Kwaliteitsborging

De kwaliteit van de monsterneming sec kan moeilijk tijdens of na de uitvoering gecontroleerd worden; bij de kwaliteitsborging ligt het accent daardoor sterk op preventie.

Hierbij zijn van belang een zorgvuldige monsterneming en verdere behandeling van monsters alsmede een goede instructie van personeel. Het monsternemend personeel dient te beschikken over basiskennis op het gebied van macrofauna (m.n. op het gebied van tweekleppigen (Bivalvia)).

9 Veiligheid en milieu

- Let bij de monsterpunten op gevaarlijke situaties (gladheid, ontbreken van railing e.d.).
- Neem kennis van vigerende veiligheidsvoorschriften (b.v. aangaande het nemen van waterbodemmonsters).

10 Referenties

[1] Haye, M. de la 1996. Biologische monitoring zoete Rijkswateren. Operationele uitwerking macrofauna. RIZA-werkdocument 96.003X.

[2] Jong, J.E.A. de, Visser, W., Mol, J., Schipperen, A.J.A., Provoost, J., van Belzen, C., Keuper, F.J., Kos, T.J.M., 1989. Algemene richtlijnen voor de bemonstering van de waterbodem, Goede Meetpraktijk. RIZA nota 89.056.

[3] de Pauw, N., Vannevel, R., 1991. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Dossiers stichting leefmilieu nr. 11.

Lengkeek, W., P.W. van Horssen, M.J.M. Poot, A. Bak & S. Bouma, 2008. Evaluatie en optimalisatie mosselkartering. Een analyse van de huidige meetnetopzet in het IJsselmeer/ Markermeer, de Benedenrivieren en de Randmeren en aanbevelingen ter optimalisatie. Rapport nr: 08-153, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bijlage 1. Locaties MWTL

In het verleden zijn al verschillende driehoeksmosselinventarisaties uitgevoerd in de zoete Rijkswateren. Om de nieuwe bemonsteringen te kunnen vergelijken met historische gegevens is het noodzakelijk dat de bemonsteringen zoveel mogelijk op elkaar worden afgestemd. De wijze waarop in het verleden de locaties zijn gekozen verschilt tussen het IJsselmeer, de Zoete Delta en de Grote Rivieren en worden daarom hieronder apart besproken. Naar aanleiding van Lengkeek *et al.* (2008) zijn de verschillende meetmethoden gestandaardiseerd tot één standaard meetmethode. Het enige wat nu nog verschilt tussen de watersystemen is de afstand tussen monsterlocaties.

IJsselmeergebied

Het IJsselmeer en Markermeer zijn onderverdeeld in vakken van 2 x 2 km; het "raakpunt" van vier vakken is de opgegeven locatie in x,y coördinaten; het zgn. centrale punt. Op elk centraal punt wordt een rondje gevaren waarbij de straal tot het middelpunt 100 m bedraagt. De omtrek van deze cirkel bedraagt ± 600 m. Elke 60 m wordt een hap met de Van Veenhapper genomen; totaal worden op 10 monsterpunten rond het centrale punt happen genomen (zie figuur 1).

In het IJsselmeer worden in totaal 860 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 860 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar wordt het IJsselmeer verdeeld in vlakken van 1150 x 1150 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

In het Markermeer worden in totaal 430 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 430 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar wordt het Markermeer verdeeld in vlakken van 1275 x 1275 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

Zoete Delta

In het Volkerak Zoommeer worden in totaal 430 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 430 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar wordt het Volkerak Zoommeer verdeeld in vlakken van 390 x 390 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

In het Haringvliet / Hollandsch Diep worden in totaal 430 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 430 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar wordt het Haringvliet / Hollandsch Diep verdeeld in vlakken van 600 x 600 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

Randmeren

In de Randmeren Zuid worden in totaal 260 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 260 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar worden de Randmeren Zuid verdeeld in vlakken van 315 x 315 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

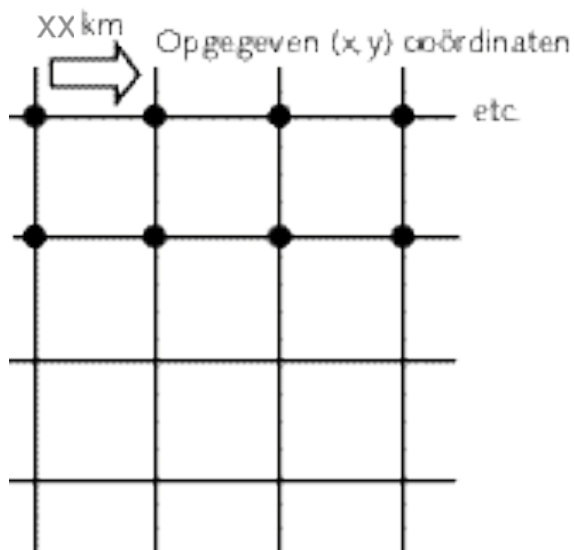
In de Randmeren Oost worden in totaal 260 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 260 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar worden de Randmeren Oost verdeeld in vlakken van 350 x 350 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

In het Vossemeer, Ketelmeer en Zwartemeer worden in totaal 260 monsters genomen. Eén monster bestaat uit één enkele bodemhap, genomen door een Boxcorer of duiker met bodemschep. Om 260 monsters te nemen op gelijke afstand van elkaar worden het Vossemeer, Ketelmeer en Zwartemeer verdeeld in vlakken van 465 x 465 m. Het "raakpunt" van vier vlakken (opgegeven in x- en y-coördinaten) is de locatie waar het monster genomen wordt.

Figuur 1.

Schematische weergave van het systeem achter de opname punten voor de mosselinventarisaties in het IJsselmeergebied, de zoete Delta en de Randmeren. De afstanden tussen de monsterpunten verschillen tussen de watersystemen.

Opname punten bij mosselinventarisaties



Zoete delta

Bemonstering van mosselen in de Zoete Delta (Hollandsch Diep, Haringvliet en Volkerak-Zoommeer) gebeurt eveneens door middel van een gridbemonstering. De monsterpunten liggen in de Zoete Delta echter op een raai (in een lijn achter elkaar, zie figuur 2) en niet om een centraal punt heen zoals in het IJsselmeergebied. Per monsterpunt wordt één hap met de Van Veenhapper genomen.

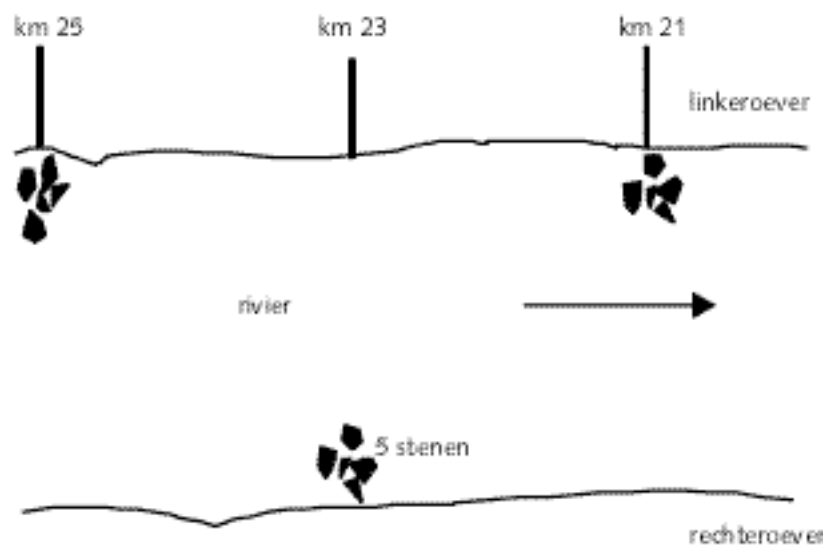
Rivieren

Op de rivieren worden om de twee km monsters genomen, beurtelings op de linker en rechteroever. In tegenstelling tot de stagnante wateren worden in de grote rivieren geen bodemhappen genomen maar worden stenen bemonsterd. Per monsterpunt worden 5 stenen bemonsterd afkomstig van een diepte van 3 tot 5 m (zie figuur 3).

In gebieden met een wisselende waterstand wordt bepaald op welke diepte de stenen worden bemonsterd, nl. uit het verloop van de waterstand in de voorafgaande 2 maanden. De stenen worden 30 cm onder de laagste waterstand weggehaald.

Figuur 2.

Schematische weergave van bemonsteringswijze op de rivieren



Bijlage 2. Voorbeeld bemonsteringsformulier / bestand mosselinventarisatie

Voor de mossel inventarisatie moeten 2 bestanden worden aangemaakt waarin de inventarisatie en de veldgegevens worden opgeslagen. Het betreft een bestand waarop per monsterpunt gegevens worden geregistreerd en een bestand waarin per dag gegevens worden geregistreerd. Het bestandsformaat dient uitwisselbaar te zijn met standaard databasepakketten zoals DBASE.

A Invoeren per monsterpunt (bestand 1)

Locatiecode	:	(5 posities)
Opgegeven X	:	(8 posities)
Opgegeven Y	:	(8 posities)
Werkelijke X	:	(8 posities)
Werkelijke Y	:	(8 posities)
Datum	:	(6 posities)
Tijd	:	(4 posities)
Waterdiepte	:	(3 posities)
Grondsoort	:	(3 posities)
Volume Δ mosselen	:	(4 posities)
Volume Az. mosselen	:	(4 posities)
Aant. grote mosselen per lengteklasse	:	(4 posities/ per lengteklasse)
Meegenomen monster	:	(4 posities) (Δ , A, G, N)
Opmerkingen	:	(20 posities)

B Invoeren per monsterdag (bestand 2)

Watertemperatuur	:	(2 posities)
Windsnelheid	:	(2 posities)
Windrichting	:	(1 positie)
Neerslag	:	(1 positie)
Oppervlak apparaat	:	(3 posities)
Waarnemer	:	(3 posities)
Opmerkingen	:	(20 posities)

Toelichting:

Grondsoort	
K= Klei	S= Slib
Z= Zand	S/Z = meest slib (met zand)
Z/S= meest zand (met slib)	G= Grind
V= Veen	X= grof materiaal (stenen, schelpen, oid)
Y= anders, te weten:	

Bijlage 3. Voorbeeldlijst; controle aantal bemonsterde volumeklassen: Driehoeksmosselen / Aziatische mosselen (doorhalen wat niet van toepassing is)

Watersysteem:

Periode van bemonstering:

Volume klasse (ml)	Toegekend(e) monsternummer(s)	Aantal monsters (turven)
0-10		
11-20		
21-30		
31-40		
41-50		
51-60		
61-70		
71-80		
81-90		
91-100		
101-110		
111-120		
121-130		
131-140		
141-150		
151-160		
161-170		
171-180		
181-190		
191-200		
201-210		
211-220		
221-230		
231-240		
241-250		
251-260		
261-270		
271-280		
281-290		
291-300		
301-310		
Totaal aantal monster (± 30 /systeem)		

Opmerkingen:

**Bijlage 4: Voorbeeldlijst aangeleverde monsters t.b.v. IJklijn
biovolume/asvrijdrooggewicht en lengtefrequentiebepaling:
Driehoeksmosselen / Aziatische mosselen/ Grote zoetwatermosselen**
(doorhalen wat niet van toepassing is)

Watersysteem:

Periode van bemonstering:

Monsternr.	Werkelijk volume (ml)	X-Coördinaat	Y-Coördinaat	Opmerkingen
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				
19				
20				
21				
22				
23				
24				
25				
26				
27				
28				
29				
30				
31				

Opmerkingen:



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu
Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345-512710, Fax 0345-519849
E-mail info@buwa.nl, www.buwa.nl