

Bijlagen

Herverontreiniging Tungelroyse beek

Effecten op mens, dier en plant
&
invloed transport verontreinigde deeltjes



Trefwoorden: Herverontreiniging, waterbodembodem, effecten

Opdrachtgever: Waterschap Peel en Maasvallei
Gabriël Zwart (senior medewerker onderzoek)

Externe begeleider: Bertus Welzen, Hogeschool van Hall-Larensten

Auteurs: Tim Lomans
Maikel van Steensel

Status: Definitief
Leeropdracht van Hogeschool van Hall-Larenstein

Datum: 08-06-2011

Bijlagen

Herverontreiniging Tungelroyse beek

Effecten op mens, dier en plant
&
invloed transport verontreinigde deeltjes

Trefwoorden: Herverontreiniging, waterbodem, effecten

Opdrachtgever: Waterschap Peel en Maasvallei
Gabriël Zwart (senior medewerker onderzoek)

Externe begeleider: Bertus Welzen, Hogeschool van Hall-Larensten

Auteurs: Tim Lomans
Maikel van Steensel

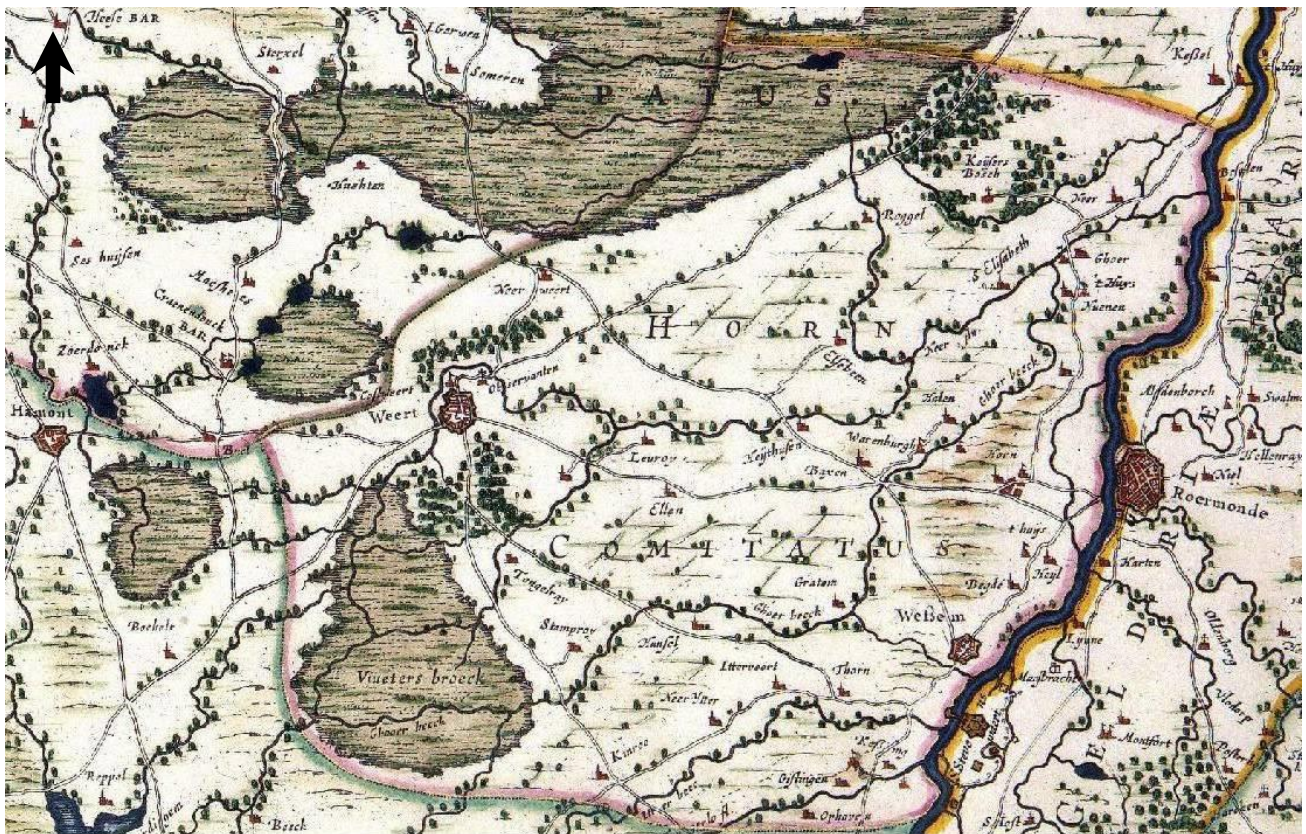
Status: Definitief
Leeropdracht van Hogeschool van Hall-Larenstein

Datum: 08-06-2011

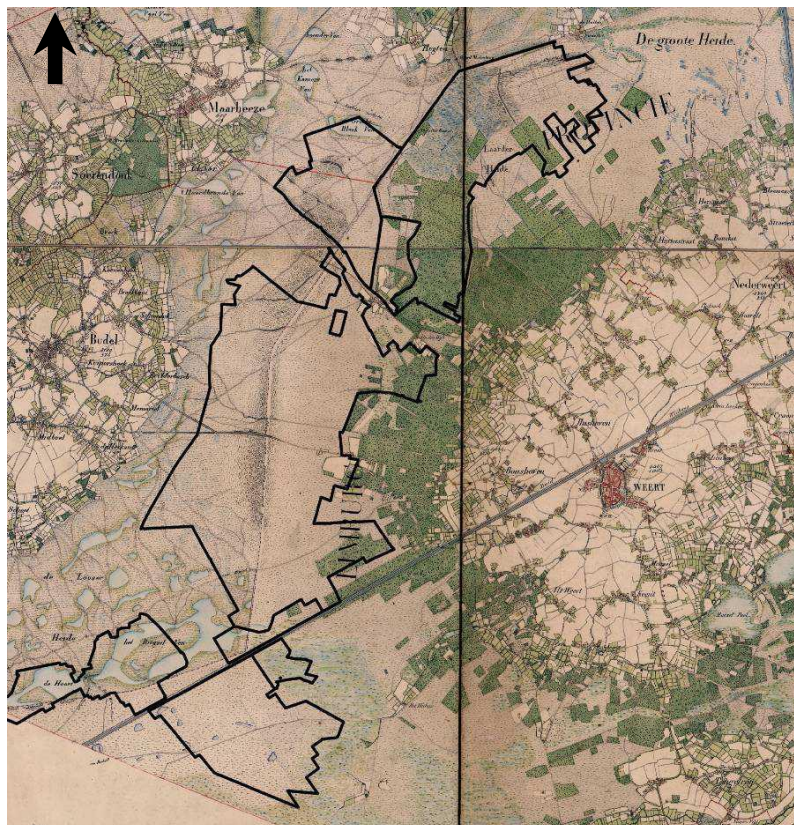
Inhoudsopgave

Bijlage 1a	Historische kaart Tungelroyse beek circa 1600	4
Bijlage 1b	Historische kaart 1840-1850	4
Bijlage 2	Referentiewaarden behorend bij watertypering R5	5
Bijlage 3	Proces herverontreiniging	6
Bijlage 4	Methoden effecten	8
Bijlage 5a	Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie in combinatie met consumptie van overige vis.	11
Bijlage 5b	Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie in combinatie met consumptie van aal	12
Bijlage 5c	Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie.	13
Bijlage 6a	Locatiespecifieke PAF curve Cadmium	14
Bijlage 6b	Locatiespecifieke PAF curve Mangaan	14
Bijlage 6c	Locatiespecifieke PAF curve Zink	14
Bijlage 7a	Literatuurstudie naar de effecten van Cadmium	15
Bijlage 7b	Literatuurstudie naar de effecten van Mangaan	16
Bijlage 7c	Literatuurstudie naar de effecten van Zink	20
Bijlage 8	Concentraties slibvallen 2010	22
Bijlage 9	Concentraties waterbodemmonsters 2010.....	23
Bijlage 10	Locatie slibvallen Bijlage 11 Plan van aanpak	24
Bijlage 11	Plan van aanpak	25

Bijlage 1a Historische kaart Tungelroyse beek circa 1600



Bijlage 1b Historische kaart 1840-1850



Bron: Beheerplan Weerder- en Budelerbergen en Ringselven, 9 augustus 2009

Bijlage 2 Referentiewaarden behorend bij watertypering R5

Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5)

Algemeen:

Kronkelende, meanderende beek met zandbanken, overhangende oevers, maar ook rustige plekken met bladpakketten, takken en boomstammen. Bomen hebben veel invloed op de ontwikkeling en vorming van de waterloop. Gevoed door snel of langzaam stromende bovenlopen. Dinkel (Overijssel) en Hierdense beek (Veluwe).

Biologie:

Begroeiing redelijk ontwikkeld en aangepast aan stroming. Faunasamenstelling zeer divers.

Vegetatie

Fytobenthos: Veel vastzittende kiezelwieren. Op stenen of takken midden in de stroom vooral draadalgen, waar zich vaak weer andere soorten op hebben vastgehecht. Macrofyten: Zeer gevarieerd. Associaties van doorgroeit fonteinkruid, waterviolier en sterrenkroos, teer vederkruid, vlottende waterranonkel, blauwe waterereprijs en waterpeper, alsook van egelskop en pijlkruid zijn kenmerkend voor dit type midden- en benedenloop.

Macrofauna

Vooraf soorten van stromend zuurstofrijk water die leven op sediment en vaste substraten (zoals waterplanten). De kriebelmuggen *Simulium erythrocephalum* en *Eusimulium angustipes*, de napjesslak *Ancylus fluviatilis* en de haft *Ephemerella ignita*). Vrij in de waterkolom leeft onder andere de wants *Aphelocheirus aestivalis* en in de litorale zone de haft *Caenis pseudorivulorum*. Kenmerkend (en inmiddels tot dit watertype teruggedrongen door concurrentie van uitheemse rivierkreeften) is de inheemse rivierkreeft.

Vissen

Vooraf de kleinere stroomminnende soorten zoals bermpje, serpeling, riviergrondel en rivierdonderpad. Op de stromingsluwe plekken ook snoek, vetje, kleine modderkruiper en tiendoornige stekelbaars.

Aantastingen:

- Opstuwing verlaagt de gemiddelde stroomsnelheid.
- Normalisatie leidt tot een verlies aan habitats, vermindering van de natuurlijke dynamiek en erosie.
- Eutrofiëring door emissie vanuit de landbouw, en door puntbronnen zoals rwzi's en riooloverstorten.
- Verandering van de watersamenstelling door inlaat van gebiedsvreemd water.
- Aantastingen van de waterhuishouding in het stroomgebied leiden tot vermindering van de hoeveelheid kwelafhankelijke vegetatie.

(Siebelink 2005, Overzicht natuurlijke watertypen, STOWA)

Bijlage 3 Proces herverontreiniging

Transport van verontreinigde deeltjes kan een belangrijk aandeel hebben in herverontreiniging van de Kruispeel. Via water, zwevend stof en bodemsediment worden cadmium, zink en mangaan door de Tungelroyse beek getransporteerd. Om de mate van verontreiniging door transport van verontreinigde deeltjes goed in te schatten, is het van belang om inzicht te hebben in de processen die zich af kunnen spelen in de Tungelroyse beek.

Oude verontreinigingen kunnen substantieel bijdragen aan herverontreiniging doordat veel verontreinigingen een voorkeur hebben voor de vaste fase (sediment, zwevend stof). Pas bij hoge afvoeren weer zullen deze vast stoffen verder stroomafwaarts worden getransporteerd tot de stroomsnelheid laag genoeg is voor sedimentatie. Transport van verontreinigingen is een traag proces, waardoor verontreinigingen nog lang in het systeem kunnen achterblijven. De concentraties cadmium en zink die aanwezig zijn in de Tungelroyse beek zijn afkomstig van historische verontreinigingen. Mangaan is afkomstig van lozingen van Zinkfabriek Nyrstar. Het huidige concern Nyrstar doet er alles aan om de emissie laag te houden en voldoet hiermee aan de hedendaagse normen (5 mg mangaan/l).

Er kan op vier verschillende manieren transport van verontreinigingen plaats vinden; verontreiniging door deeltjes sediment, door de opgeloste fase, door zwevend stof en door atmosferische depositie.

Atmosferische depositie zal niet of nauwelijks van invloed zijn op de waterkwaliteit van de Tungelroyse beek. Dit heeft te maken met emissienormen die zijn verscherpt en productieprocessen die zijn verbeterd ten opzichte van vroeger. Er wordt daardoor nog maar weinig stoffen uitgestoten naar de atmosfeer. De concentraties cadmium en zink die aangetroffen worden in het grondwater zijn restanten van de historische atmosferische depositie die heeft plaatsgevonden. De bodem (landoppervlak) fungeert hierin als tijdelijke opslagplaats en als medium. (Bakker et al. 2008)

Metaalverontreinigingen komen vooral geadsorbeerd aan sedimentdeeltjes in een riviersysteem terecht. Dit gebeurt door erosie en afspoeling van het omliggende land en door resuspensie van deeltjes in de waterbodem. De inbreng van verontreinigingen via de opgeloste fase is hoofdzakelijk afkomstig van interacties met het grondwater, puntbronnen, drainagesystemen en input van het bovenstroomse deel (bron: Overzicht bronnen van verontreinigd slib en mogelijke transportpaden, (Bakker et al., 2008).

Voor de kwaliteit van het sediment en zwevend slib in de Tungelroyse beek is waarschijnlijk, naast de inbreng van erosie en afspoeling van de oever, ook resuspensie van eerder gesedimenteed slib van belang. Dit materiaal is grotendeels gesedimenteed tijdens perioden met lage afvoer en wordt waarschijnlijk naar stroomafwaarts gelegen gebieden getransporteerd tijdens perioden met hoge afvoer. De verontreinigingsgraad van het zwevende slib wordt bepaald door de input van de recente laag aan sediment in het bovenstroomse deel.

Daarnaast is ook de heropname van ouder, mogelijk vervuild, sediment dat bij hoge afvoeren weer meegenomen kan worden bepalend. Dit fenomeen wordt het 'geheugen effect' genoemd. Omdat oud, vervuild sediment gedurende lange tijd in de rivierbedding of in de bodem van het winterbed kan blijven liggen. Het sediment wordt pas meegenomen nadat de recent gesedimenteerde laag getransporteerd wordt. Op deze manier kan de input van een puntbron via het sediment diffuus verdeeld worden over het rivierstroomgebied. In het rapport wordt de bijdrage van deze bron aangeduid met "Altlasten". Waarschijnlijk speelt het geheugen effect in het geval van de Tungelroyse beek geen grote rol gezien diepere lagen meestal lagere concentraties bevat dan de toplaag (zie §4.3 Analyseresultaten waterbodemmonsters jan 2010). (Heise et al., 2004)

Naast de input van diffuse bronnen en puntbronnen zijn ook verschillende andere processen van belang voor de verontreinigingsgraad van water en sediment in een rivier of beek. Deze processen worden hieronder kort toegelicht.

Ten eerste vinden er interacties plaats tussen verontreinigende stoffen in het water en sediment. De chemische en fysische omstandigheden bepalen in welke mate een verontreiniging opgelost is, of is geadsorbeerd aan het sediment. Zoals eerder vermeld, hebben metalen een voorkeur voor de vaste fase. Zware metalen hechten zich zowel aan organisch materiaal als kleideeltjes (lutum). Bij een lagere pH neemt de oplosbaarheid van veel metalen en ook een aantal organische verbindingen toe, waardoor een groter deel van de verontreinigingen in oplossing te vinden is. Adsorptie van deze verontreinigingen aan het zwevend slib is daarnaast ook afhankelijk van de hoeveelheid zwevend slib die aanwezig is. Bij sedimentatie van het verontreinigde sediment kunnen ook veel veranderingen in verontreinigingsgraad optreden. Afhankelijk van de chemische en biologische processen kunnen zuurstofloze (anaërobe) zones ontstaan. Deze zones zijn van invloed op de vastlegging of afbraak van stoffen (Vink, 1997). Onder anaërobe omstandigheden kunnen metalen worden vastgelegd als metaalsulfiden (Schröder, 2005). Organische verontreinigingen kunnen anaëroob of aëroob afgebroken worden in het sediment door aanwezige bacteriën. Daarnaast zorgt het waterbodemplen voor opwoeling en verplaatsing van het sediment. Tenslotte kunnen verontreinigingen met het poriewater naar het grondwater of naar de bovenstaande waterkolom vervoerd worden. Afhankelijk van de genoemde processen kunnen verontreinigingen voor kortere of langere tijd in de waterbodem achterblijven. De invloed van de historische verontreinigingen vanuit grondwater en waterbodem op de herverontreiniging van de Tungelroyse beek zijn onderzocht door Tauw. Uit dit onderzoek is gebleken dat deze niet of nauwelijks van invloed zijn op de kwaliteit van het oppervlaktewater en de waterbodem.

In een studie van (CSO 2005) wordt de samenstelling van het zwevend slib bij Lobith (locatie bij de grensovergang tussen Duitsland en Nederland) gebruikt om herverontreinigingsniveaus te bepalen voor de Rijn in Nederland. De kwaliteit van het zwevend slib op deze locatie blijkt niet significant af te wijken van het hoogwatersediment op de uiterwaarden en de kwaliteit van het zwevend slib voor de rest van het Nederlandse Rijnstroomgebied. Dit lijkt er op te wijzen dat de input van verontreinigingen in het Nederlandse deel van de Rijn minder belangrijk is dan de aanvoer vanuit de bovenstroomse gebieden, maar dat de input vanuit de bovenstroomse gebieden ook niet wordt verdund door schonere sediment (Bakker et al. 2008).

(Middelkoop 2000) heeft in zijn studie binnen de Rijn-Maas delta op verschillende locaties gekeken naar de variatie van het gehalte aan zware metalen met de afstand tot de rivier. Uit deze studie blijkt dat de toename van de metaalgehalten op deze locaties is gerelateerd aan de hoeveelheid lutum en organische stof.

Fijne deeltjes worden ver in de uiterwaarden getransporteerd, doordat zij pas bij een zeer lage stroomsnelheid sedimenteren. De risicogebieden met verhoogde concentraties aan verontreinigingen liggen daardoor verder van de hoofdstroom af. Daarnaast concludeert hij dat de sedimentatie van relatief sterk verontreinigde, fijne deeltjes afhankelijk is van de intensiteit en het verloop van een overstroming. Middelkoop doelt op de afzetting van verontreinigde deeltjes in de uiterwaarden van de Rijn-Maas. Op kleinere schaal is dit ook van toepassing op de Tungelroyse beek. Wanneer men de oevers bekijkt, voornamelijk tussen het pas gemaaid riet, is er een duidelijke donker gekleurde laag te zien. Deze laag lijkt te bestaan uit een combinatie van organisch materiaal en afgezet sediment waarop de mangaanaanslag duidelijk zichtbaar is. Bij hogere afvoeren is het daarom aannemelijk dat resuspensie plaatsvindt, waardoor verspreiding plaatsvindt stroomafwaarts. Daarnaast komt uit een onderzoek naar voren dat bodemwoelende vissen (bijvoorbeeld brasem en karper) bijdragen aan resuspensie van verontreinigd sediment. In dit onderzoek kan, over het aandeel van vissen met betrekking tot resuspensie, geen uitspraak gedaan worden. (Roessink 2008)

Bijlage 4 Methoden effecten

In deze bijlage worden de methodes beschreven die in dit rapport gebruikt zijn om te toetsen of er nadelige effecten zijn voor mens, plant en dier in de Tungelroyse beek.

De effecten op de mens zijn getoetst middels twee methodes. Als eerste is de GGD Formule gebruikt. Deze formule test of er humane risico's aanwezig zijn als mensen recreëren in de Tungelroyse beek.

GGD Formule

De formule die opgesteld is door de GGD Limburg-noord bestaat uit twee losse formules: Als eerst wordt getoetst of er humane risico's zijn in het oppervlaktewater.

$$(((C(G)/1000)*(C(Ig))*(Aantal\ gebeurtenissen\ per\ jaar/365))/lichaamsgewicht\ persoon)$$

Waarin:

C(G) : Gemeten concentratie stof in oppervlaktewater($\mu\text{g/l}$)

C(Ig) : concentratie ingestie per gebeurtenis (ml)

Vervolgens wordt getoetst of er humane risico's zijn in de waterbodem:

$$(((C(G))*(C(In))*(Aantal\ gebeurtenissen\ per\ jaar/365))/lichaamsgewicht\ persoon)$$

Waarin:

C(G) : Gemeten concentratie stof in waterbodem(mg/kg)

C(In)/ : concentratie inname per gebeurtenis (gram)

Voor het lichaamsgewicht van de persoon wordt gekozen voor een kind van ongeveer 6 jaar. Deze heeft een gemiddeld lichaamsgewicht van ongeveer 25 kg. Als er voor een kind geen risico is, is er voor een volwassen ook geen probleem.

Het aantal gebeurtenissen per jaar is maximaal 30. Dit is gebaseerd op standaard gegevens voor recreatief gebruik in de zomer. De GGD Limburg-noord hanteert deze normen (GGD richtlijn waterbodemverontreiniging).

In deze richtlijnen wordt ook een aanname gedaan voor de inname van oppervlaktewater en van waterbodem per gebeurtenis. Deze zijn vastgesteld op: Inname via oppervlaktewater 50 ml/gebeurtenis en inname via waterbodem 0.35 gram/gebeurtenis. (GGD, 2001)

De uitkomst van beide formules wordt bij elkaar opgeteld en dit vormt de totale concentratie die na 30 dagen recreëren in het menselijk lichaam aanwezig is. Indien deze de Humane MTR overschrijdt zijn er humane risico's verbonden aan het in contact komen met het oppervlaktewater en/of waterbodem gedurende 30 dagen per jaar.

Om er zeker te zijn dat er geen risico is voor de mens, wordt er in dit rapport gekozen om de hoogst gemeten concentratie tussen 2008 en 2010 te gebruiken. Als de hoogste concentraties de humane MTR niet overschrijdt dan is er tussen 2008 en 2010 geen risico geweest voor de recreërende mens.

Sedisoi

Naast de GGD-formule wordt er ook gebruik gemaakt van het programma Sedisoil.

Sedisoi is een rekenmodel voor de beoordeling van risico's voor de mens bij het gebruik van een verontreinigde waterbodem. Sedisoil maakt, net zoals de GGD-formule, gebruik van een vastgestelde inname via oppervlaktewater en waterbodem, een vast aantal dagen per jaar dat de persoon recreëert en een concentratie gedurende het gehele jaar. Sedisoil toetst ook of er nadelige effecten zijn bij het consumeren van vis uit de Tungelroyse beek. Aangezien niet uitgesloten wordt dat er vis uit de Tungelroyse beek wordt geconsumeerd door mensen wordt Sedisoil gebruikt.

PAF

Om te toetsen of er effecten op waterorganismen zijn, is gebruik gemaakt van de PAF-curve. Dit is een veelgebruikt model. In overleg met adviesbureau TAUW is er voor gekozen om dit model te gebruiken.

De PAF wordt bepaald aan de hand van een PAF-curve. Dit is een curve met op de x-as het percentage bedreigde waterorganismen en op de y-as een logaritmische schaal met de concentratie (mg/l) van de stof. In de grafiek staan 2 curves. Een curve voor de bedreiging bij langdurige blootstelling (gebaseerd op de No Observed Effect Concentration (NOEC) gegevens) en een curve voor de acute bedreiging (gebaseerd op de Lethal Concentration 50% (LC/EC50)).

Voor cadmium en zink (elementaire stoffen) zijn al PAF-curven opgesteld, voor mangaan niet. Voor mangaan wordt een curve opgesteld, deze curve is beekspecifiek. De curve voor cadmium en zink worden ook beekspecifiek gemaakt. Dit gebeurt met het programma ETX. De PAF curve geeft een indicatie over de risico's op waterorganismen. Maar er wordt geen rekening gehouden met de bijzonderheid van verschillende soorten. Elke soort wordt als even belangrijk beschouwd. Over het algemeen zijn bijzondere soorten gevoeliger voor veranderingen als veel voorkomende soorten. Dit betekent dat de bijzondere soorten vaak eerder effecten zullen ondervinden en zullen sterven dan de veel voorkomende soorten (Durand-Huitin 2006)

ETX 2.0

Voor het opstellen van een PAF-curve wordt gebruik gemaakt van het programma ETX 2.0. ETX 2.0 is gemaakt om gevaarlijke concentraties en aangetaste fracties te berekenen, gebaseerd op normaal verdeelde toxiciteitgegevens. De rekentechnieken zijn gebruikt in het RIVM project "Internationale normstelling stoffen" (2004). In dit project zijn milieurisicogrenzen afgeleid in het ministerie van VROM. Het richtsnoer voor de afleiding van deze risicogrenzen staat het gebruik van een statistische extrapolatietechniek toe, bij voldoende toxiciteitgegevens. Het resultaat hiervan dient als basis voor een milieu norm (Traas & Wintersen et al. 2004).

Voor het opstellen van de PAF-curve is gebruik gemaakt van verschillende toxiciteitgegevens. Er zijn gegevens beschikbaar gesteld door het RIVM, daarnaast zijn er op internet twee rapporten gevonden (Howe et al 2005; Crane 2007 et al) en de ecotox database (www.cfpub.epa.gov). De kwaliteit van al deze gegevens is bestempeld als 'onbeoordeeld'. De kwaliteit van deze gegevens kan niet worden gegarandeerd, maar in overleg met Arjen Wintersen (ontwerper van ETX 2.0) van het RIVM is gekozen deze gegevens toch te gebruiken. Dit omdat er simpelweg zeer weinig toxiciteitgegevens van mangaan zijn. Voor een betrouwbare PAF-curve zijn toxiciteitgegevens van 8 soortgroepen nodig. Het RIVM stelt dat dit nagenoeg niet haalbaar is en dat 5 soortgroepen ruim voldoende is. Voor het opstellen van de PAF-curve voor mangaan is gebruik gemaakt van 6 soortgroepen namelijk: Kreeftachtige, spinnen, vissen, wormen, algen en amfibieën.

Ook blijkt er uit onderzoek van het RIVM dat tussen de NOEC PAF-curve en de EC50 PAF-curve ongeveer een factor 10 verschil moet zitten. Als dit het geval is, is de PAF-curve betrouwbaar te noemen. Bij de PAF-curve van mangaan blijkt deze factor kleiner te zijn. Toch is er voor gekozen deze curve aan te houden, gezien er 6 soortgroepen gebruikt zijn.

De soorten die gebruikt zijn voor het opstellen van de curven zijn soorten die op dit moment aanwezig zijn in de Tungelroyse Beek of soorten die op dit moment niet aanwezig zijn, maar wel in de Tungelroyse Beek voor zouden moeten komen. Deze waterorganismen zijn geselecteerd door Jeroen van Mill (hydrobioloog Waterschap Peel en Maasvallei) uit de lijst van soorten uit bovenstaande bronnen.

msPAF

De PAF van elke soort is nu bekend. Het effect wat de stoffen samen hebben wordt berekend met de msPAF (Meer Stoffer Potentieel Aangetaste Fractie). De msPAF wordt met de volgende formule berekend.

$$msPAF = 1 - ((1 - PAF \text{ stof 1}) * (1 - PAF \text{ stof 2}) * (1 - PAF \text{ stof 3}) \text{ etc.})$$

(Durand-Huitin 2006)

Sedias

Naast de effecten op waterorganismen in oppervlaktewater, is het ook belangrijk dat de effecten op waterorganismen in de waterbodem worden getoetst. Eind 2010 is daarvoor een nieuw programma gelanceerd door Rijkswaterstaat genaamd Sedias. Dit programma richt zich puur op de effecten in waterbodem. Sedias is op dit moment het meest volledige programma om de effecten op waterorganismen in de waterbodem te testen. Dit is de reden waarom gebruik is gemaakt van Sedias.

In tegenstelling tot de msPAF voor waterorganismen wordt bij Sedias gebruik gemaakt van verschillende formules en geen PAF-Curve. Voor deze berekeningen zijn constanten nodig. Wegens het ontbreken van de ze constanten voor mangaan, kan Sedias de PAF van mangaan niet berekenen.

Omrekenen naar standaard bodem

Metalen moeten eerst omgerekend worden naar standaard bodem.

Deze omrekening gaat via de volgende formule:

$$Q_{(\text{sed, standard})} = Q_{(\text{sed, gemeten})} \frac{A + B \times 25 + C \times 10}{A + B \times \% \text{lutum} + C \times \% \text{organische stof}}.$$

Hierin is:

$Q_{(\text{sed, standard})}$, standaard gestandaardiseerd gehalte in sediment (mg/kg)

$Q_{(\text{sed, gemeten})}$, gemeten gehalte in sediment (mg/kg)

A,B,C stof afhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 6.1)

% lutum gemeten percentage lutum in sediment (minimaal 2%)

% organische stof gemeten percentage organische stof in sediment (minimaal 2%; maximaal 30%, dit geldt niet voor metalen niet).

Waarin a, b en c constanten zijn.

Omrekenen naar concentratie in poriewater

De gestandaardiseerde waarde wordt vervolgens omgerekend naar een concentratie in (porie)water. Voor metalen wordt dit gedaan met de volgende formule.

$$C_{pw} = \frac{Q_{sed}}{Kd}$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgelost in poriewater (mg/l)

Q_{sed} = gehalte in sediment (mg/kg)

Kd = de evenwichtpartiticoëfficiënt (l/kg)

PAF berekenen

De PAF wordt berekend met behulp van de volgende standaardformule in Excel:

$PAF = \text{NORMDIST}(\log C_i, \mu, \sigma, 1)$

waarin:

$\log C_i$ = de log (concentratie) van stof i in mg/l.

μ = de log (geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens) in mg/l

σ = standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens

μ en σ zijn berekend door de Waterdienst (Van den Ende, pers. communicatie) op basis van een zeer omvangrijke database met toxiciteitsgegevens (Witteveen+bos, in voorbereiding).

Omrekenen naar msPAF

Voor de berekening van de msPAF voor waterbodem geldt de zelfde formule als de formule die wordt gebruikt om de msPAF te berekenen in oppervlaktewater.

$msPAF = 1 - ((1 - PAF \text{ stof 1}) * (1 - PAF \text{ stof 2}) * (1 - PAF \text{ stof 3}) \text{ etc.})$ (Sedias g.d.)

Bijlage 5a Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie in combinatie met consumptie van overige vis.

BODEMTYPE	
pH waterbodem	7,30[-]
fractie organische koolstof waterbodem	0,090[-]
% lutum waterbodem	4,0%
volumieke massa van de droge waterbodem	1,30[kg/dm ³]
volumefractie water in waterbodem	0,40[-]
fractie organische koolstof zwevend stof	0,180[-]
% lutum zwevend stof	40,0%
volumieke massa van droog zwevend stof	1,30[kg/dm ³]
volumefractie water in zwevend stof	0,40[-]
zwevend stof gehalte oppervlaktewater	3,00E-02[mg/dm ³]
PARAMETERS VIS	
vetpercentage vis	5%
drooggewichtfractie vis	0,26[-]

SCENARIO (beschrijving)	oeverrecreatie en zwemmen [dagen/jaar]	viscons. kind [g/dag]	viscons. volwassene [g/dag]	viscons. eigen vangst (% totaal)
Recreatie in combinatie met consumptie van overige vis	30	1,5	5,0	100%

BEOORDELING LEVENSLANG GEMIDDELDE BLOOTSTELLING EN ONAANVAARDBAAR RISICO

Contaminant	C-sediment [mg/kg d.s.]	blootstelling [(mg/kg l.g.)/d]	blootstelling /MTR	onaanvaardbaar risico
cadmium	4,83E+01	1,13E-04	2,26E-01	NEE
zink	4,82E+03	1,89E-01	3,78E-01	NEE

Bijlage 5b Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie in combinatie met consumptie van aal

Naam locatie:	Tungelroysebeek Kruispeel
Monsternummer:	Geen
Scenario:	Recreatie in combinatie met consumptie van aal
Motivatie	-
Opmerkingen:	Kruispeel

BODEMTYPE	
pH waterbodem	7,30 [-]
fractie organische koolstof waterbodem	0,090 [-]
% lutum waterbodem	4,0 %
volumieke massa van de droge waterbodem	1,30 [kg/dm3]
volumefractie water in waterbodem	0,40 [-]
fractie organische koolstof zwevend stof	0,180 [-]
% lutum zwevend stof	40,0 %
volumieke massa van droog zwevend stof	1,30 [kg/dm3]
volumefractie water in zwevend stof	0,40 [-]
zwevend stof gehalte oppervlaktewater	3,00E-02 [mg/dm3]
PARAMETERS VIS	
vetpercentage vis	20%
drooggewichtfractie vis	0,36 [-]

SCENARIO (beschrijving)	oeverrecreatie en zwemmen [dagen/jaar]	viscons. kind [g/dag]	viscons. volwassene [g/dag]	viscons. eigen vangst (% totaal)
Recreatie in combinatie met consumptie van aal	30	1,5	5,0	100%

BEOORDELING LEVENSLANG GEMIDDELDE BLOOTSTELLING EN ONAANVAARDBAAR RISICO

Contaminant	C-sediment [mg/kg d.s.]	blootstelling [(mg/kg l.g.)/d]	blootstelling /MTR	onaanvaardbaar risico
cadmium	4,83E+01	1,38E-04	2,77E-01	NEE
zink	4,82E+03	2,62E-01	5,25E-01	NEE

Bijlage 5c Uitwerking Sedisoil, Scenario Recreatie.

Naam locatie:	Tungelroysebeek Kruispeel
Monsternummer:	Geen
Scenario:	Recreatie
Motivatie	-
Opmerkingen:	Kruispeel

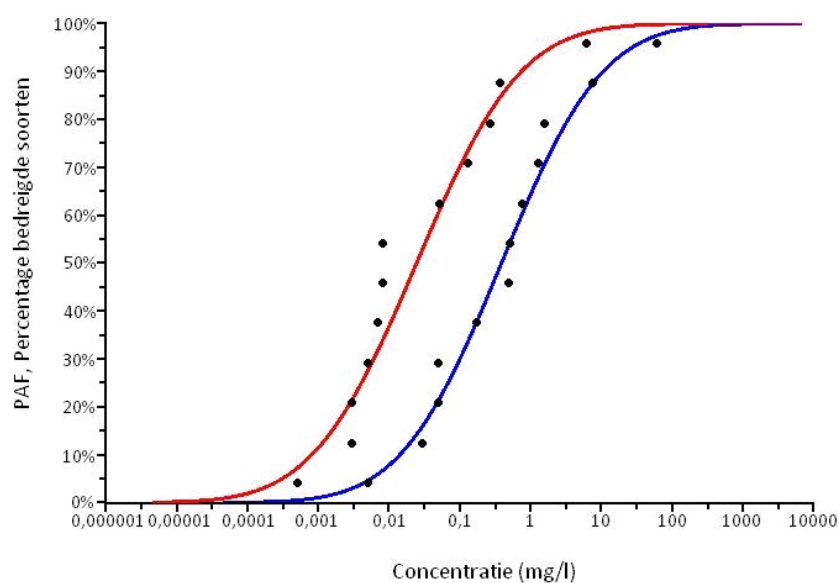
BODEMTYPE	
pH waterbodem	7,30 [-]
fractie organische koolstof waterbodem	0,090 [-]
% lutum waterbodem	4,0 %
volumieke massa van de droge waterbodem	1,30 [kg/dm3]
volumefractie water in waterbodem	0,40 [-]
fractie organische koolstof zwevend stof	0,180 [-]
% lutum zwevend stof	40,0 %
volumieke massa van droog zwevend stof	1,30 [kg/dm3]
volumefractie water in zwevend stof	0,40 [-]
zwevend stof gehalte oppervlaktewater	3,00E-02 [mg/dm3]
PARAMETERS VIS	
vetpercentage vis	0%
drooggewichtfractie vis	0,00 [-]

SCENARIO (beschrijving)	oeverrecreatie en zwemmen [dagen/jaar]	viscons. kind [g/dag]	viscons. volwassene [g/dag]	viscons. eigen vangst (% totaal)
Recreatie	30	0,0	0,0	100%

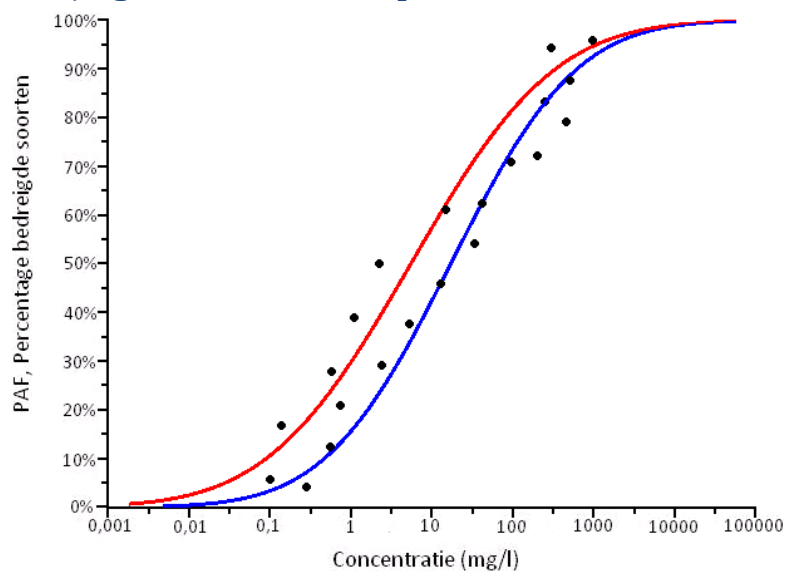
BEOORDELING LEVENSLANG GEMIDDELDE BLOOTSTELLING EN ONAANVAARDBAAR RISICO

Contaminant	C-sediment [mg/kg d.s.]	blootstelling [(mg/kg l.g.)/d]	blootstelling /MTR	onaanvaardbaar risico
cadmium	4,83E+01	4,97E-05	9,93E-02	NEE
zink	4,82E+03	4,27E-03	8,54E-03	NEE

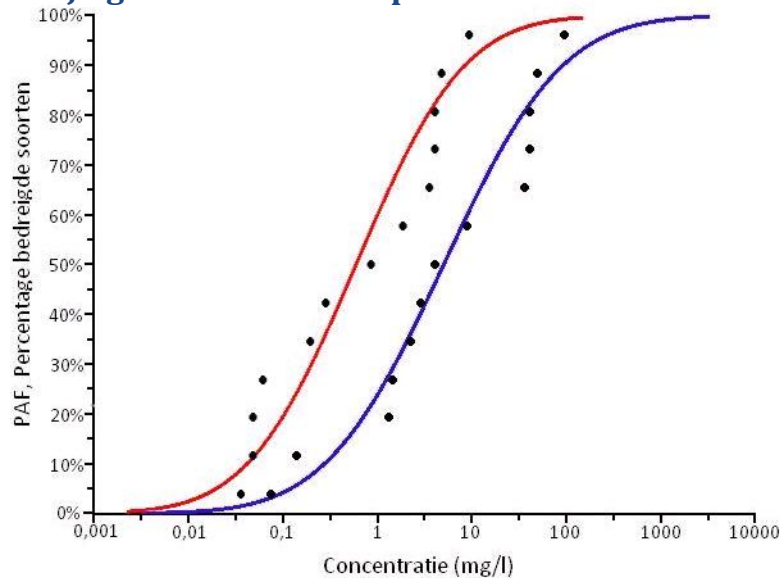
Bijlage 6a Locatiespecifieke PAF curve Cadmium



Bijlage 6b Locatiespecifieke PAF curve Mangaan



Bijlage 6c Locatiespecifieke PAF curve Zink



Bijlage 7a Literatuurstudie naar de effecten van Cadmium

Effecten op de mens

Cadmium kan worden gekarakteriseerd als een sulfhydrylgif: het bindt zich gemakkelijk aan SH-groepen en verstoort zo vrijwel ieder biochemisch proces in het lichaam. In dit opzicht lijkt het op kwik. De vergiftiging kenmerkt zich door algemene verschijnselen zoals misselijkheid, braken, diarree en flauwvallen. Deze verschijnselen kunnen al 15 minuten na de opname optreden en 24 uur aanhouden. Inhalatie van cadmiumdampen kan tot longoedeem (dodelijk) en ook tot lever- en nierbeschadigingen leiden. Calcium-EDTA is een tegengif, zoals ook bij vergiftiging met andere zware metalen. Een vroeg symptoom is een versnelling van de bloedbezinking.

Berucht is cadmium vooral vanwege zijn chronische toxiciteit. Het metaal wordt, zoals zoveel andere tweewaardige metalen, slechts voor ongeveer 5% door het darmkanaal opgenomen. Vervolgens wordt het gebonden aan thioneïne, een polypeptide (verbinding die opgebouwd is uit veel aminozuur-eenheden) met vele cysteïneresten (aminozuur) en veel SH-groepen (het bevat niet minder dan 10% zwavel!). Thioneïne wordt in de lever gemaakt en dient om zinkionen (ook wel koperionen) naar hun plaats van bestemming te transporteren; het met metaalionen beladen polypeptide wordt als metallothioneïne aangeduid. Dat betekent dat er de aanwezigheid van cadmium tot een zinktekort kan leiden. (www.nutritionalblessings.com) Zinktekort is een tekort aan zink in het lichaam, doordat zink niet goed wordt opgenomen door het lichaam. Hierdoor kunnen de volgende verschijnselen optreden: groeivertraging, verminderde functie van de geslachtsklieren (teelballen en eierstokken) en te kleine geslachtsorganen, verminderde eetlust en vermindering van de smaak, huidafwijkingen. (www.dokterdokter.nl)

Cadmium wordt via metallothioneïne naar de lever en vooral naar de nierschors gevoerd. Vanuit de nierschors wordt het bijna niet meer gemobiliseerd; met betrekking tot de halfwaardetijden voor het verblijf van cadmium in het menselijk lichaam worden dan ook waarden van 16 tot 33 jaar genoemd. Cadmium dat aan (metallo)thioneïne is gebonden, is op zichzelf onschadelijk. Een goede toevoer van zink beschermt enigszins tegen de gevolgen van een hoge cadmiumbelasting.

Door (lysosomale) afbraak van het complex in de cellen komen de metalen weer vrij. In de nier leidt de aanwezigheid van veel Cd^{2+} -ionen tot beschadiging van de niertubuli (microscopisch kleine buisjes in de nier die de urine vervoeren binnen de nier; tijdens dit vervoer verandert de samenstelling van de urine), met als gevolg een verhoogde uitscheiding van eiwitten, aminozuren, glucose en calcium met de urine. Door het laatste ontstaat een verstoring van de calciumbalans in het lichaam, waardoor calcium uit de beenderen wordt gemobiliseerd en de kwaliteit van het botweefsel vermindert. In ernstige gevallen ontstaan misvormingen door beenverweking (osteomalacie), een proces dat tot heftige pijnen aanleiding geeft (itai-itai!). (Ruiter 1998)

Blootstelling van een organisme aan cadmium zal leiden tot de verstoring van verschillende fysiologische processen, zoals schade aan lever, nieren, bot en longen bij mens en dier. (Donckers 2007)

Effecten cadmium dier

Net als voor de mens, is cadmium voor dieren toxisch. Zo tast cadmium de lever, nieren en longen aan en zorgt het voor vergroeiingen in het bot.

Uit een onderzoek blijkt dat de watervlo (Daphnia Magna) zeer gevoelig is voor de aanwezigheid van cadmium op zowel korte termijn als lange termijn. Ook de kleine vissoort Japanse Killivis (oryzias latipes) is zeer gevoelig voor cadmium op korte termijn, maar voor blootstelling voor langere termijn is de oryzias latipes een stuk ongevoeliger. Deze test heeft

plaats gevonden in hardheidscategorie 1 tot 2. In zacht water is cadmium ongeveer 2- 5 keer meer toxisch als in hard water. (Canton & Slooff 1981)

In een onderzoek naar de toxiciteit van cadmium op verschillende vissoorten, blijkt dat cadmium meer accumuleert in de nieren dan in de lever. Daarnaast blijkt ook dat de dieren die blootgesteld zijn aan een concentratie van $29 \mu\text{g Cd}^{2+}/\text{l}$ een 2 tot 3 keer lagere accumulatie in de lever en nieren had dan de controledieren. Dit betekent dat de organen van dieren die blootgesteld zijn aan zeer lage concentraties ($<1 \mu\text{g.liter}$ relatief meer geladen zijn met Cd^{2+} dan bij hogere concentraties. (Pascou an matthey 1977).

Effecten Cadmium op planten

Wanneer planten groeien in vervuilde gebieden, wordt hun normaal functioneren verstoord . Een eerste belangrijk zichtbaar fysiologisch effect is een remming van de groei. Verder kan cadmium zorgen voor een verminderde opname van mineralen, zoals nitraten, en water. Door een remming van nitraat reductase in de stengel, zorgt cadmium voor verminderde absorptie en transport van wortel naar strengel van nitraten. Andere belangrijke symptomen van cadmiumblootstelling zijn chlorose, necrose en vermindering in productiviteit en nutritionele kwaliteit

Fysiologische processen, zoals transpiratie, respiratie en fotosynthese worden geïnhibeerd door cadmium. Cadmium zorgt voor een inhibitie van het open en van de stomata. Hierdoor heeft cadmium een effect op de transpiratie.

Daarnaast wordt bij planten de fotosynthese verstoord. Fotosynthese kan op verschillende manieren aangetast worden, waaronder inhibitie van chlofyllbiosynthese, van het fotosynthetische elektronentransport of van de CO_2 -fixatie. Cadmium zorg voor een inhibitie van Fe(III) reductase in de wortel. Dit leidt tot Fe(II) deficiëntie, wat ook een effect heeft op de fotosynthese.

Een mogelijke oorzaak van deze fysiologische verstoringen is het ontstaan van oxidatieve stress op cellulair niveau. Oxidatieve stress wordt gedefinieerd als een onevenwicht in het voorkomen van pro-oxidanten en anti-oxidanten. Hierbij zullen pro-oxidanten, zoals reactieve zuurstofvormen, zorgen voor de beschadiging aan allerlei biomoleculen: DNA, eiwitten en membraamlipiden. Zo worden verschillende functies verstoord. De antioxidatieve verdediging zal in deze stress-situatie geactiveerd worden en zorgen voor bescherming. (Donckers 2005).

Bijlage 7b Literatuurstudie naar de effecten van Mangaan

Mangaan effecten mens

De opname van mangaan door mensen vindt vooral plaats via het voedsel, zoals spinazie, thee en kruiden. Het voedsel dat de hoogste concentratie mangaan bevat, zijn granen, rijst, sojabonen, eieren, noten, olijfolie, groene bonen en oesters. Wanneer mangaan in het menselijk lichaam is opgenomen, wordt het via het bloed naar de lever, de nieren, de alvleesklier en de hormoonklieren getransporteerd. Het wordt gezuiverd door de lever en uitgescheiden met de urine. De overtollige hoeveelheid mangaan die niet door de lever verwerkt kan worden of mangaan dat via de ademhaling in het lichaam terecht komt kan de hersenen bereiken.

Mangaaneffecten vinden alleen plaats in de luchtwegen en in de hersenen. Symptomen van mangaanvergiftiging zijn hallucinaties, vergeetachtigheid en zenuwschade. Mangaan kan ook Parkinson, longembolie en bronchitis veroorzaken. Wanneer mannen voor een langere tijd aan mangaan blootgesteld worden, kunnen ze impotent worden. Een syndroom dat veroorzaakt wordt door mangaan heeft symptomen zoals schizofrenie, versuffing, zwakke

spieren, hoofdpijn en slapeloosheid. Omdat mangaan een essentieel element is voor het menselijk lichaam, kan een gebrek aan mangaan de volgende gezondheidsproblemen geven:

- Overgewicht
- Glucose intolerantie
- Bloedklonters
- Huidproblemen
- Een verlaagd cholesterolniveau
- Verstoringen aan het skelet
- Geboortefwijkingen
- Verandering van de haarkleur
- Neurologische symptomen

Chronische mangaan vergiftiging kan een gevolg zijn van langdurige inademing van stof en rook. De vergiftiging heeft het grootste effect op het centrale zenuwstelsel, daarom kan een permanente handicap te weeg worden gebracht. Symptomen zijn futloosheid, slaperigheid, zwakheid, emotionele stoornissen, spastische bewegingen, wederkerige beenkrampen en verlamming. Beroepsblootstelling aan mangaan kan longontsteking en andere ademstoornissen veroorzaken. Mangaan verbindingen kunnen meervoudige tumorvorming veroorzaken (www.lenntech.nl).

De relatie tussen mangaan in drinkwater en het intellect van kinderen in Araihaaz, Bangladesh is onderzocht. De kinderen hadden een gemiddelde leeftijd van 10 jaar en de concentraties waaraan zij werden blootgesteld varieerden van 4-3.908 µg/l. De geschatte dagelijkse water inname was vastgesteld voor jongens op 2.4 L/dag en voor meisjes op 2.1 L/dag. Deze studie wijst erop dat het intellect van kinderen afnam bij hogere concentraties mangaan in drinkwater (groep 1 <200, groep 2 200-499, groep 3 500-999, groep 4 ≥1.000µg/l). (Wasserman & Liu et al. 2006) Ook Canadese onderzoekers hebben aangetoond dat mangaan in drinkwater het IQ van kinderen aantast (www.ehp03.niehs.nih.gov). Een Griekse studie onderzocht de correlatie tussen langdurige blootstelling (>10jr) aan drinkwater met mangaan en de neurotoxicologische effecten in een willekeurige groep oudere (Kondakis et al. 1985). Mangaanconcentraties varieerden hierbij van 4 tot 2.300 µg/l. Gemengde neurologische scores (slapheid, moeheid, verstoring wandelpas, rillingen) verschilden significant tussen populaties die blootgesteld waren aan hoge gehalten en de controle populatie (Kondakis et al.1985).

Het Amerikaanse Institute of Medicine (IOM Food and Nutrition Board 2002) heeft een risico analyse uitgevoerd. In deze analyse zijn de maximale dagelijkse doses mangaan per leeftijdsklasse bepaald die geen risico vormen. Voor de leeftijdscategorie van 9-13 jaar is dit 6 mg Mn/dag (Wasserman & Liu et al., 2006). Het oorspronkelijke IOM rapport, met alle leeftijdscategorieën, is helaas niet achterhaald.

Mangaan effecten dier

Mangaan in de gereduceerde vorm, Mn (II), is biobeschikbaar en kan uit het milieu direct opgenomen worden door organismen.

In kreeften die leven van fijne samenhangende sedimenten rijk aan mangaan, kan onder de juiste omstandigheden mangaan accumuleren (Eriksson, 2000). Baden et al., constateerde in 1995 dat opgelost mangaan, bij de Noorse kreeft (*Nephrops norvegicus*), hoofdzakelijk door de kieuwen opgenomen wordt. Vooral in de periode waarin weinig zuurstof opgelost is in het water dankzij aërobe organisme. Dit resulteert in redox gemobiliseerd mangaan dat getransporteerd wordt naar en neerslaat op het kieuwweefsel van kreeften. Wanneer blijkt dat de concentratie mangaan in het kieuw weefsel >30 µg/g bevat, is het zeer waarschijnlijk dat het habitat waarin deze leeft, kampt met een laag zuurstof niveau. Concentraties >100µg/g indiceren condities die potentieel dodelijk zijn wanneer watertemperaturen van dieper water

oplopen. Nog hogere concentraties indiceren slechte habitat condities voor potentiële stress door zuurstofgebrek.

Bepaalde mangaanverbindingen zijn oplosbaar in water. Mangaan komt in aquatische milieus in twee vormen voor: Mn(II) en Mn(IV). Beweging tussen deze twee vormen gebeurt via redox reacties door abiotische of microbacteriële processen. De milieuchemie van mangaan wordt voornamelijk beheerst door pH en redox condities. Mn(II) domineert bij lage pH en redox potentie. Primaire chemische factoren die de sedimentatie cyclus van mangaan beïnvloeden zijn het zuurstof gehalte van het oppervlaktewater, het zuurstofgehalte in het sediment en de aanvoer van organisch koolstof naar de waterbodem. Mangaan kan in aquatische milieus zorgen voor een hoge bioaccumulatie. De opname van mangaan, door macrofauna en vis, neemt toe met hogere temperaturen en af met hogere pH waarden. De hoeveelheid opgelost zuurstof heeft geen significant effect (Howe et al 2005)

De meeste toxiciteitstesten zijn uitgevoerd met mangaan ionen. Er is weinig bekend over de aquatische toxiciteit van colloïde¹, fijnstof en complex² mangaan. Over het algemeen wordt gesteld dat metalen gebonden in deze vormen minder schadelijk zijn. Voor algen en protozoa zijn diverse toxiciteitsgegevens beschikbaar. De meest gevoelige zoetwatersoort (*Scenedesmus quadricauda*) heeft een 12-daagse EC50, gebaseerd op een totaal chlorophyll reductie, van 1.9 mg/l. Proeven van 48 uur LC50/EC50 op macrofauna, tonen waarden variërend van 0.8 mg/l (*Daphnia magna*) tot 1389 mg/l (*Crangonyx pseudogracilis*). De laagst geobserveerde LC50 werd geconstateerd bij zacht water condities (25 mg CaCo3 per liter). Voor vissen, 96 uur LC50's variëren van 2.4 mg/l voor cohozalm (*Oncorhynchus kisutch*) tot 3350 mg/l voor de Indiase meerval (*Heteropneustes fossilis*), de laagste LC50 waarde zijn verkregen onder zacht water condities (25 mg CaCo3 per liter). Bij regenboogforellen (*Oncorhynchus mykiss*) werd significante embryo sterfte geconstateerd wanneer deze blootgesteld werden aan 1 mg mangaansulfaat per liter over een periode van 29 dagen. Voor embryo's en larven van amfibieën werd een 7 daags LC50 van 1.4mg/l mangaan vastgesteld. De acute toxiciteit voor macrofauna en vissen verminderde wanneer de hardheid van het water toenam (meer CaCo3 per liter water). Het toevoegen van mangaan bindende stoffen kan de toxiciteit van mangaan reduceren. Er is bewijs gevonden dat mangaan organismen kan beschermen tegen de effecten van meer toxische metalen. De depositie van mangaandioxide op de kieuwen van de Noorse kreeft (*Nephrops norvegicus*), vertoonde een bruine tot zwarte verkleuring van de kieuwen en zwarte plekken op het schild. Dit vond plaats onder omstandigheden met een laag zuurstofgehalte in zuidoost Kattegat, Zweden. Toegenomen sterfte van regenboogforellen (*Oncorhynchus kisutch*) bij een kweker werden positief gecorreleerd met mangaanconcentraties van <0.5-1 mg/l.

Onderzocht werd de hyphomycetes (water schimmels) in een beek onder invloed van effluent, rijk aan ijzer en mangaan, afkomstig van een kolenmijn. Uit dit onderzoek komt naar voren dat ijzer en mangaan geen rol spelen in het beperken van groei maar dat ze wel beide invloed hebben op de voortplanting (afzetten van sporen in dit geval) van soorten die afwezig waren in de betreffende beek. (Bermingham et al. 1996).

De Bruine forel (*Salmo trutta*) blijkt significant meer mangaan te accumuleren bij een pH van 5.3 in vergelijking met de pH bij 7.5 (Rouleau et al., 1996). Er wordt geconstateerd dat mangaan de groei en overleving vermindert bij, in ontwikkeling zijnde, Bruine forel. Daarnaast toonde een ander experiment met bruine forellen van een jaar oud dat bij een pH van 4.5-5.4, de instabiele concentratie anorganisch mangaan³ (0.1-0.4 mg/l) alle sterfte gevallen verklaarde. Zij constateren dat de chronische toxiciteit van mangaan significant afneemt als de

¹ Een klein deeltje dat groter is dan een molecuul en een diameter heeft tussen de 1 en 1000nm.

² Mangaan gebonden aan andere stoffen of deeltjes.

³ Mangaan dat geen koolstofverbindingen bevat.

hardheid van het water toeneemt. Verder is het bekend dat zure depositie, zure periode veroorzaakte en wat verhoogde metaalconcentraties tot gevolg had. (Stubblefield et al. 1997). De algemeen voorkomende macrofauna in hooglandstromen, in Wales en Cornwall, in samenhang met de mangaanconcentratie, pH en nitraatconcentraties assemblagescores (relatieve overvloed, soortenrijkdom, en diversiteit) nemen toe met het toenemen van de mangaanconcentratie (van 0,003 naar 0,6 mg/l). (Hirst et al., 2002).

Week- en schaaldieren zijn het gevoeligst voor een hoge concentratie mangaan in het oppervlaktewater, gevolgd door geleedpotigen en oligochaetes (wormachtige). In studies met platwormen, is naar voren gekomen dat Mn(II) neurotoxisch is, het blokkeert het presynapt, staat dopamine af en leidt uiteindelijk tot onomkeerbare schade aan de dopaminerge cellen. Concentraties van mangaan (dat als mangaansulfaat of als mangaanchloride wordt toegevoegd) van 100-1000 mg/l veroorzaakte onmiddellijk schroef bewegingen van de wormen. Dit is toe te schrijven aan een dopaminerge overstimulatie. Gevolgd door de dood binnen 24 tot 48 uur.

Acute toxiciteit verminderd bij de toename van de hardheid van het water. Bij de 96-h LC50 bepaling voor de *Hyalella azteca* steeg de LC50 van 3.0 mg/liter naar 13,7 mg/l met het verhogen van de hardheid van het water (van 26 tot 164 mg calciumcarbonaat per liter) (Lasier et al., 2000). Eenzelfde proef op de *Daphnia magna* liet zien dat de 48-h LC50 toenam van 0,8 tot 76,3 mg mangaan/liter met een stijging van de hardheid van het water van 25 naar 250 mg calcium carbonaat/liter. (Reimer, 1999).

Daarnaast kan de toxiciteit verminderen door de toevoeging van ethylenediaminetetraacetic zuur en DTPA (Sorvari & Sillanpää 1996; van Dam et al, 1999). De 24-h EC50 voor *Daphnia magna* steeg van 46 mg/l naar 940 mg/l door de toevoeging van 10 g ethylenediaminetetraacetic zuur (EDTA)/liter en door de toevoeging van 100 g DTPA/Liter. Het oppervlaktewater in de Tungelroyse beek is, op een enkele meting, na het gehele jaar door hard (>180 mg CaCO₃ per liter). Dat betekent dat de voorgenoemde concentraties een erg conservatief beeld zullen vormen als deze direct ingevoerd worden ingevoerd in een model als OMEGA. Het is daarom aan te raden deze waarden om te rekenen voor oppervlaktewater met een hogere hardheid.

Planten

De mangaan concentraties in planten neigen te variëren van 20 tot 500 mg/kg. In soorten van de Ericaceae familie worden gezien als sterk mangaan accumulerend. Er zijn diverse rapporten waarin mangaan concentraties in het blad waarden bereikten van 2000-4000 mg/kg. Planten hebben voor de voeding 10-50 mg mangaan per kg weefsel nodig. De kritische voedingswaarden variëren aanzienlijk tussen soorten en cultuurvariëties. Kalkhoudende gronden, vooral gronden met slechte drainage en een hoog gehalte organisch stof, kunnen ervoor zorgen dat planten mangaangebreeken vertonen.

Symptomen van mangaan toxiciteit bij planten variëren aanzienlijk per soort en zijn o.a. marginale chlorose (verkleuring), dood weefsel, en verstoorde ontwikkeling van de bladeren. Toxisch mangaan concentraties in weefsel van gewassen varieerden in kritische waarden van 100 tot 5000 mg/kg. Op een zure, slecht ontwaterde grond beperkt mangaan de groei van gewassen. Er is een grote variatie in de tolerantie van mangaan tussen planten en plantensoorten onderling. Factoren die bepalend zijn voor de mate van mangaantolerantie bij planten zijn genotype, silicone concentraties, temperatuur, licht intensiteit, bladleeftijd, microbiologische activiteit, en de eigenschappen van de bodem. (Howe et al., 2005)

Bijlage 7c Literatuurstudie naar de effecten van Zink

Zink komt van nature in de lucht, water en bodem voor. Door menselijke activiteiten komen er soms onnatuurlijk hoge concentratie voor in het milieu. Het meeste zink wordt gevormd tijdens industriële activiteiten, zoals mijnbouw, kool- en afvalverbranding en staalbewerking. De zinkproductie neemt nog altijd toe. Daardoor komt er steeds meer zink in het milieu terecht. Zink is een sporenelement dat essentieel is voor de menselijke gezondheid. Bij een gebrek aan zink kan men gebrek aan eetlust krijgen, een afgenomen tast- en reukzin, een traag wondherstel en huidpijnen ervaren. Zinktekorten kunnen zelfs tot geboorteafwijkingen leiden (www.lenntech.nl).

Achtergrond concentraties van zink overschrijden zelden 40 µg/l in water, 200 mg/kg in de bodem en sediment of 0,5 µg/m³ in de lucht. De zink concentraties die worden aangetroffen in planten en dieren kunnen erg variëren en zijn moeilijk te interpreteren. Over de volgende 6 punten zijn de meeste autoriteiten het eens: (1) verhoogde concentraties (> g Zn/kg) worden aangetroffen in bepaalde oestersoorten, rode en bruine algen, en geleedpotigen; (2) concentraties in vissen liggen meestal lager dan <700 mg/kg, <210 mg Zn/kg drooggewicht in vogels, en <210 mg Zn/kg drooggewicht in zoogdieren; (3) concentraties zijn hoger in dieren en planten die verzameld zijn nabij met zink verontreinigde locaties vergeleken met concentraties in dezelfde soorten op locaties die hier verder vandaan liggen; (4) zink concentraties in weefsel in organismen staan niet in verhouding met hun directe omgeving; (5) voor individuele soorten, variëren zinkconcentraties met leeftijd, geslacht, seizoen, weefsel of orgaan, en andere variabelen; en (6) veel soorten bevatten zink gehalten ver boven de noodzakelijke benodigdheden, wat wijst op actieve zink regulatie (Eisler, 1993).

Zink effecten mens

Mensen kunnen aanzienlijke hoeveelheden zink zonder problemen binnen krijgen een teveel aan zink kan diverse gezondheidsproblemen met zich mee brengen. Hoge gehalten zink kunnen buikkrampe, huidirritaties, overgeven, duizeligheid, en bloedarmoede veroorzaken. Zink kan gevaarlijk zijn voor ongeboren en jonge kinderen. Kinderen kunnen via het bloed en de borstvoeding van de moeder zink binnen krijgen (www.lenntech.nl).

Zoogdieren zijn relatief goed bestand tegen zink. Bij overmatige inhalatie of inname van zink kan de overleving beperken, het metabolisme en het welbehagen aantasten. De gevoeligste soorten werden negatief beïnvloed bij concentraties in het dieet van 90-300 mg Zn/kg, drinkwater concentraties >300 mg Zn/l, dagelijkse inname >9 mg Zn/kg lichaamsgewicht, enkele orale doses >350 mg Zn/kg lichaamsgewicht, en luchtconcentraties >0,8 mg Zn/m³. De mens kan, qua gevoeligheid voor overmatige hoeveelheden zink, vergeleken worden met zoogdieren. Negatieve effecten treden bij mensen op bij concentraties >80 mg Zn/kg in het dieet of bij dagelijkse inname >2,3 mg/kg lichaamsgewicht (Eisler, 1993).

Zink effecten dieren

Zweren werden gerapporteerd in een proef met muizen die bloot waren gesteld aan zinksulfaat concentraties van 1500-3900 mg/kg/dag over een periode van 13 weken (Maita & Hirano et al., 1981). In een proef met lagere concentraties, 150-390 mg/kg/dag, waren geen effecten zichtbaar.

Een proef met kuikens wees uit dat de alveesklier steviger en lichter werd. Ook veranderde de structuur van de alveesklier. Een andere test met fretten beschrijft anorexia, afname van het lichaamsgewicht, en aanzienlijke bloedarmoede met significante interne bloedingen. Overmatige blootstelling aan zink veroorzaakt alleen effecten op de nieren bij extreem hoge concentraties die door dieren worden ingenomen (Walsh 1994).

Een overmaat aan zink kan de groei en ontwikkeling verstoren bij embryo's van kikkers en vissen. Daartegen kan zink in zoogdieren beschermen tegen stoffen die verstoringen veroorzaken in de groei en ontwikkeling van ongeborenen (Eisler, 1993).

Aardwormen hebben een verminderde kans op overleven bij bodemconcentraties >470 mg Zn/kg, bij slakken vermindert de groei bij concentraties >300 mg Zn/kg in het voedsel, en beperkte voortplanting bij houtluizen is geconstateerd bij concentraties >1600 mg Zn/kg.

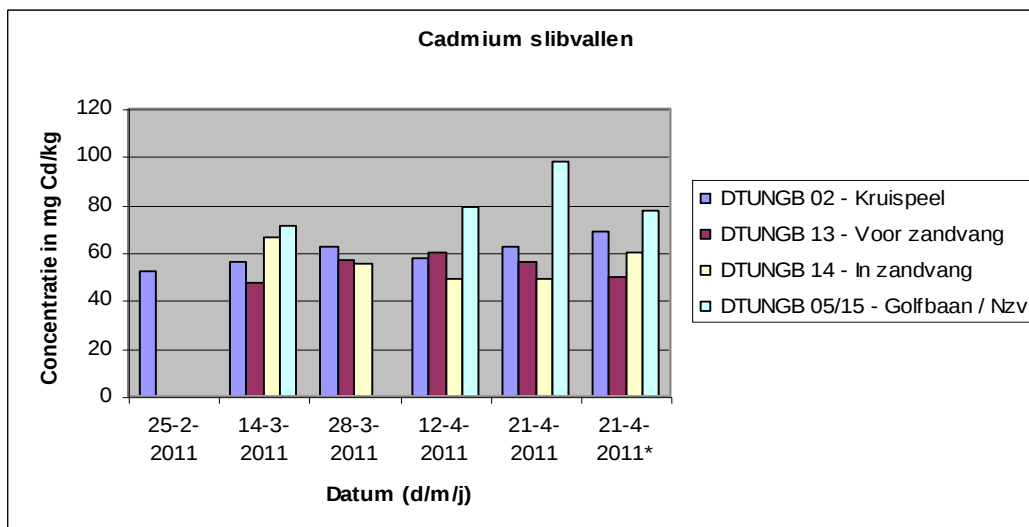
De gevoeligste aquatische soorten worden nadelig beïnvloed bij nominale waterconcentraties tussen 10 en 25 µg Zn/l, hiertoe behoren bepaalde planten, protozoa, sponzen, weekdieren, schaaldieren, weekdieren, vissen, en amfibieën. Acute LC50 (96 h) waren tussen 32 en 40,930 µg Zn/l voor ongewervelde in zoetwater. Acute toxiciteitswaarden werden nadrukkelijk beïnvloed door de leeftijd en voedingsstatus van het organisme, door veranderingen in de fysiologie, en door interactie met andere chemische stoffen, vooral koper zouten. De alveolairklier van eenden werd aangetast bij voedingsconcentraties van 2,500 mg Zn/kg per rantsoen.

Zink effecten planten

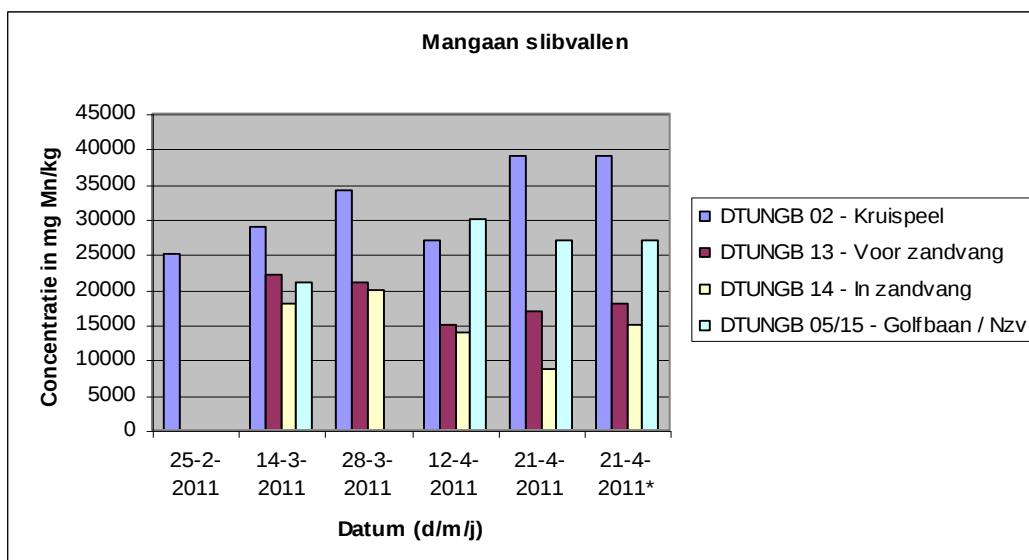
Gevoelige planten gaan dood bij zink gehalten >100 mg/kg (eiken en esdoorn zaden), en de fotosynthese wordt beperkt in korstmossen bij concentraties >178 mg Zn/kg drooggewicht (Eisler, 1993).

Bijlage 8

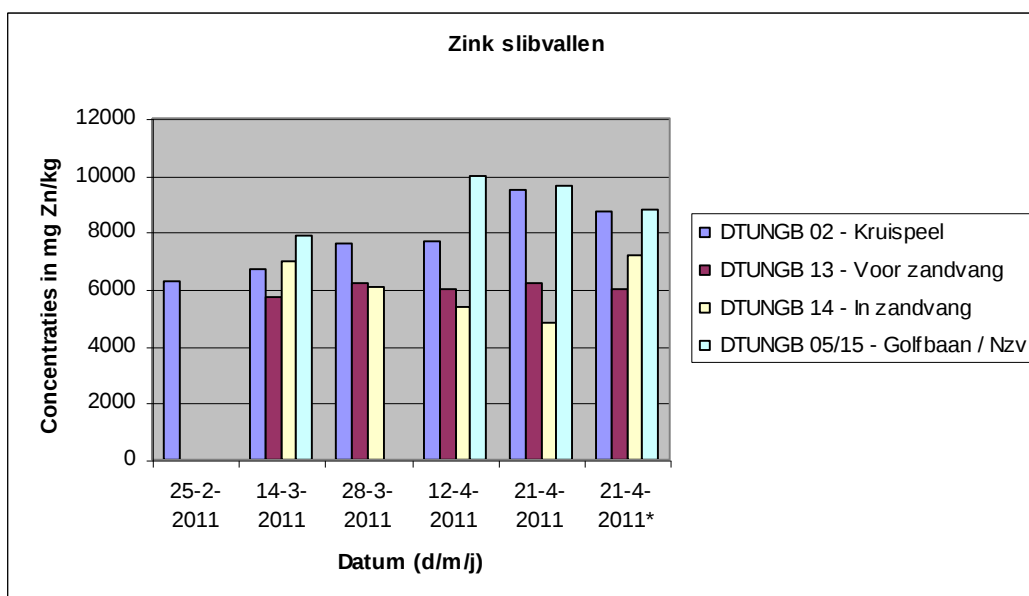
Concentraties slibvallen 2010



Grafiek 6.1 Concentraties cadmium in slibvallen 2011



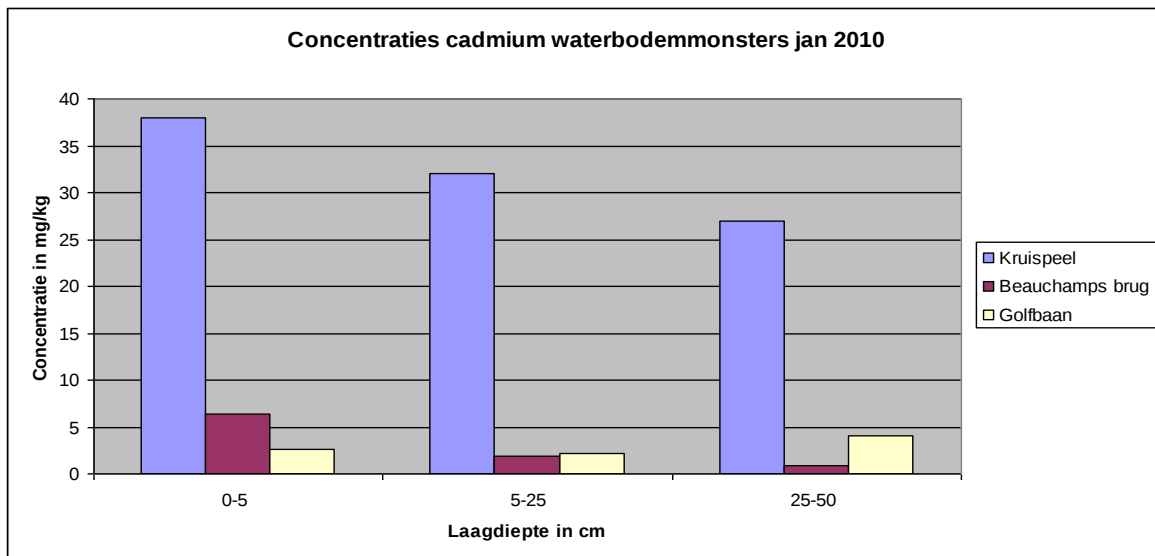
Grafiek 6.1 Concentraties cadmium in slibvallen 2011



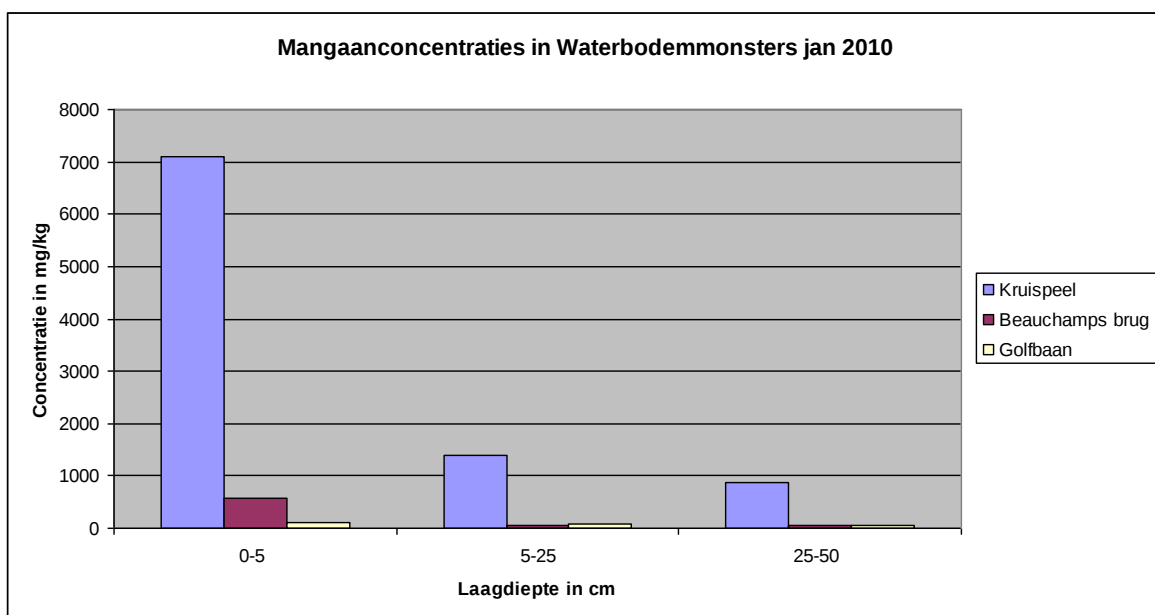
Grafiek 6.3 Concentraties zink in slibvallen 2011

Bijlage 9

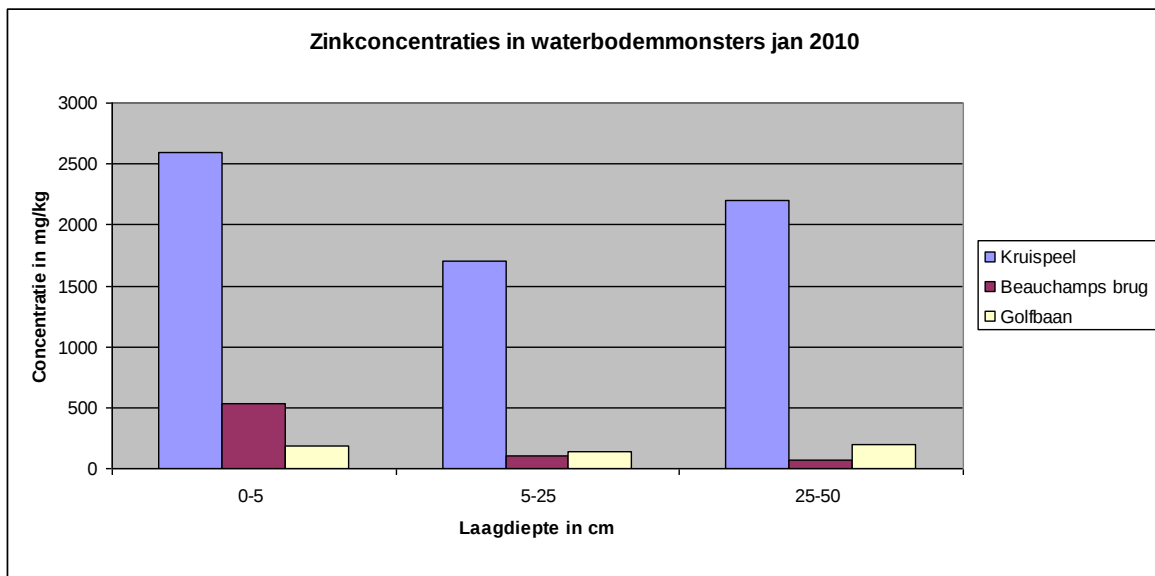
Concentraties waterbodemmonsters 2010



Grafiek 7.1 Concentraties cadmium in waterbodem jan 2010

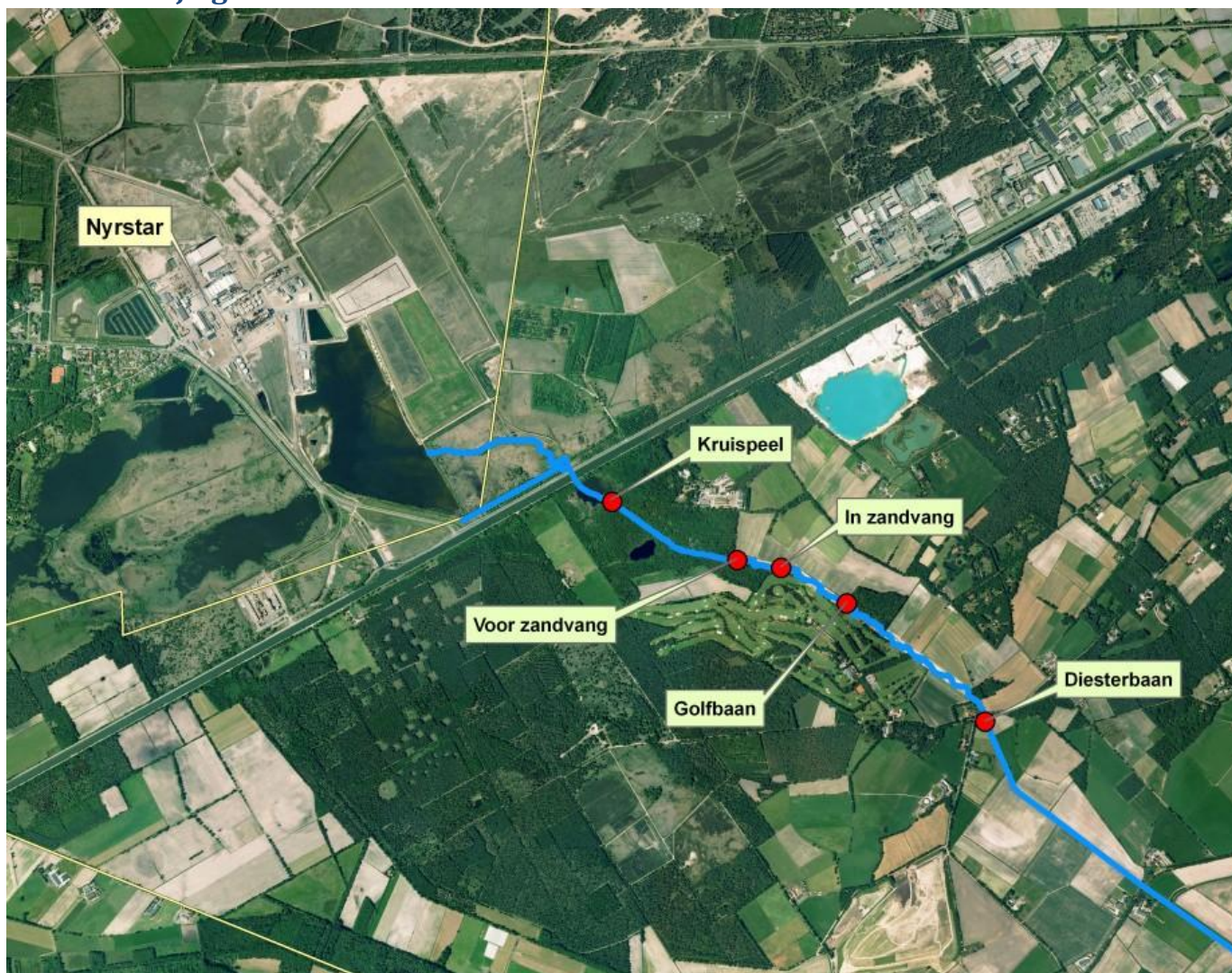


Grafiek 7.2 Concentraties mangaan in waterbodemmonster jan 2010



Grafiek 7.3 Concentraties zink in waterbodemmonster jan 2010

Bijlage 10 Locatie slibvallen



3. Projectactiviteiten

Dit hoofdstuk beschrijft de projectfasering waarin het project zich afspeelt gevolgd door de methode die gehanteerd worden om tot het gewenste resultaat te komen. Tot slot komt de planning aan bod.

a. Fasering

Dit onderzoek is een onderdeel van een groter geheel. Dit onderdeel levert een bijdrage aan de oplossing van de problematiek die zich afspeelt in de Tungelroyse beek.

Dit onderzoek speelt zich af in de volgende fases van het gehele onderzoek.

Initiatiefase

Hierin wordt informatie over het probleem onderzocht en de mogelijke effecten en begeleidende voorwaarden om te komen tot een gewenst doel en resultaten. In deze fase wordt het projectplan opgesteld en vastgesteld door de opdrachtgever.

Definitiefase

Het vervolgtraject wordt bepaald in de definitiefase. Hierin moeten beslissingen genomen worden over het doel van het project (probleem, streven, helderheid probleem) het projectresultaat (wanneer is het doel bereikt) en het proces (hoe wordt het resultaat bereikt).

b. Methode

Literatuurstudie

Het eerste deel van het onderzoek bestaat uit literatuurstudie. Het is van belang om met voldoende basiskennis het onderzoek in te stappen. De deskresearch zorgt ervoor dat deze basiskennis voldoet.

Onderzoeksmateriaal:

- Voorgaande rapporten
- Literatuur
- Internet

Data verzamelen en analyseren

Vervolgens wordt de reeds verzamelde data geanalyseerd. Deze data omvat debietmetingen, concentratiemetingen van water en (water)bodem. Het verwerken van deze data gebeurt onder andere met Excel, FEWS en GIS. De analyses van water en (water)bodem worden uitgevoerd door Intertek.

Het tweede deel bestaat uit het verder uitbreiden van een huidig onderzoek. Op verschillende meetlocaties in de Tungelroyse beek hebben gedurende een jaar slibvallen gestaan met potten om sediment op te vangen. Deze opstelling wordt opnieuw in werking gebracht. In het verleden werden de potjes één keer in de twee maanden ververs. Tijdens dit onderzoek wordt er voor gekozen om twee potjes (potje 1 en 3⁴) twee wekelijks te verversen en de overige twee potten (2 en 4¹) één keer in de twee maanden. Tevens wordt het debiet en de stroomsnelheid twee wekelijks opgemeten op de plekken waar de opstellingen in het water staan. Dit zorgt ervoor dat er een beter beeld ontstaat van de samenhang tussen debiet, stroomsnelheid en sedimentatie. Tevens is gekozen om de verschillende sedimentlagen te analyseren (d.m.v. twee wekelijkse metingen). Indien dit niet gedaan wordt ontstaat alleen een beeld van de totale sedimentatie en niet over de afkomst en relatie tussen andere factoren.

Deze analyses vormen samen met de literatuurstudie de basis voor de uitkomsten van het onderzoek. Tijdens dit onderzoek wordt er alleen gekeken naar sedimentatie van de waterbodem. De vervuilende stoffen zouden ook in het oppervlaktewater en de waterbodem terecht kunnen komen door direct grondwater of uitspoeling van vervuilde bodem. Dit wordt nader onderzocht door Deltares.

⁴ Van links naar rechts zijn de potjes genummerd 1,2,3,4

Bronnen

Bronnen proces herverontreiniging: Literatuur

1. Bakker, I.J.I., Joziase, J., Klaver, G.T. 2008 Variatie van de kwaliteit van zwevend stof en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Maas. TNO Bouw en Ondergrond.
2. Howe et al 2005, Concise International Chemical Assessment Document 63, Manganese and its Compounds: Environmental aspects. P.D. Howe et al., Centre for Ecology & Hydrology, Monks Wood, United Kingdom, World Health Organisation
3. Heise, S., Förstner, U., 2004 Inventory of historical contaminated sediment in Rhine Basin and its tributaries. Final report. Technical University Hamburg, Germany
4. Vink, J.P.M., 1997, Pesticide biotransformation and fate in heterogenous environments. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen, 7-1997
5. Schröder, T.J. (2005) Solid-solution partitioning of heavy metals in floodplain soils of the rivers Rhine and Meuse. Proefschrift Wageningen Universiteit, oktober 2005
6. CSO 2005, HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijnakken, deelrapport data-analyse, CSO, CSO projectcode 05.W0210.00
7. Middelkoop, H. (2000) Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. Netherlands Journal of Geosciences 79 (4), 411-428

Bronnen Methoden effecten:

Literatuur

1. Sedias g.d, Toelichting op de SEDImentAssistent (SEDIAS)
2. GGD 2001, GGD-richtlijn Waterbodemverontreiniging

Websites

1. www.cfpub.epa.gov, 28-3-2011

Bronnen literatuurstudie cadmium:

Literatuur

1. Donckers 2005, Invloed van cadmiumstress bij *Arabidopsis thaliana*: transcriptionele veranderingen in regulatiemechanismen.
2. Pascou & Matthey 1977, Studies on the toxicity of cadmium to the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. *J Fish Biol* 11:207-215
3. Canton & Slooff 1981, Toxicity and Accumulation Studies of Cadmium (Cd²⁺) with Freshwater Organisms of Different Trophic Levels
4. Ruiter 1998, Cadmium, herziening van Chemische Feitelijkheid 007

websites

5. <http://www.dokterdokter.nl/encyclopedie/12159/zinkdefici%C3%ABntie>, 28-3-2011
6. <http://nutritionalblessings.com/cadmium-toxicity/>, 28-3-2011

Bronnen literatuurstudie mangaan:

Literatuur

1. Howe et al., 2005, Concise International Chemical Assessment Document 63, Manganese and its Compounds: Environmental aspects.
2. Sorvari & Sillanpää 1996, Influence of metal complex formation on heavy metal and free EDTA and DTPA acute toxicity determined by *Daphnia magna*, Chemosphere vol. 33, issue 6, pg.
3. van Dam et al., 1999, Investigating mechanisms of diethylenetriamine pentaacetic acid toxicity to the cladoceran, *Daphnia carinata*, Aquatic Toxicology, vol. 46, issues 3-4, pag. 191-210
4. Reimer 1999, Environmental effects of manganese and proposed freshwater guidelines to protect aquatic life in British Columbia (MSc thesis) Vancouver, B.C., University of British Columbia
5. lasier et al 2000
6. Hirst et al., 2002, Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. Freshwater Biology, vol. 47 issue 9, pag. 1752-1765
7. Stubblefield et al., 1997, Effects of waterhardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (*Salmo Trutta*), Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 16 issue 10 pag. 2082-2089
8. Rouleau et al., 1996, Effects of low pH on the uptake and distribution of Mn(II) in brown trout (*Salmo trutta*), Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 15 issue 5 pag. 708-710
9. Bermingham et al., 1996, Effects of a coal mine effluent on aquatic hyphomycetes, Journal of Applied Ecology 33 pag. 1311-1321
10. Eriksson 2000, Temporal variations on manganese in the haemolymph and tissues of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) Aquatic Toxicology 48:297-307
11. Baden, S. P., S. P. Eriksson, and J. M. Weeks. 1995. Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.). Marine Pollution Bulletin 31:93-102
12. Wasserman en Liu 2006, Water Manganese Exposure and Children's Intellectual Function in Araihaazar, Bangladesh. Environmental Health Perspectives vol. 114, issue1, pag. 124-129
13. Kondakis et al., 1985, Possible health effects of high manganese concentration in drinking water. Archive of Environmental Health 44:175-178

Websites

1. <http://ehp03.niehs.nih.gov/article/fetchArticle.action?articleURI=info%3Adoi%2F10.1289%2Fehp.1002321>, 28-3-2011
2. <http://www.lenntech.nl/periodiek/elementen/mn.htm>, 26-4-2011

Bronnen literatuurstudie zink:

Literatuur

1. Eisler 1993, Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review
2. Maita & Hirano 1981, Subacute toxicity studies with zinc sulfate in mice and rats. J Pestic Sci 6:327-336

Websites

1. <http://www.lenntech.nl/periodiek/elementen/zn.htm>, 26-4-2011 (a)