

K1857



Bibliotheek, Koestr. 30, tel: 0118-686362,
postbus 5014, 4330 KA Middelburg

DL: 40295

Opdrachtgever:

LIFE programma, Europese Unie

Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, België

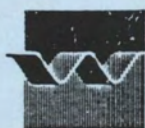
Beleidsondersteunend systeem voor het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de kustzone

Deelrapport E: Waste load model

december 1995



Rijkswaterstaat



waterloopkundig laboratorium|wl



Vrije Universiteit Brussel

Beleidsondersteunend systeem voor het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de kustzone

Deelrapport E: Waste load model

E.F.W. Ruijgh

E. Arens

Inhoud

0	Voorwoord	0 — 1
1	Inleiding	1 — 1
2	Achtergronden Waste Load Model	2 — 1
2.1	Doel en opzet WLM	2 — 1
2.2	Plaats van WLM binnen het BOS	2 — 1
3	Schematisatie	3 — 1
3.1	Gebruiksfuncties	3 — 1
3.2	Ruimtelijke schematisatie en afbakening	3 — 3
3.3	Tijd	3 — 4
3.4	Parameters	3 — 4
4	Productie van afvalwater	4 — 1
4.1	Huishoudelijk afvalwater	4 — 1
4.2	Industrieel afvalwater	4 — 2
4.3	Uitspoeling landbouwgronden	4 — 4
4.4	Kwel	4 — 9
4.5	Atmosferische depositie	4 — 10
4.6	Scheepvaart	4 — 11
4.7	Bovenstroomse rand en kanalen	4 — 12
4.7.1	Rupelmonde	4 — 12
4.7.2	Kanaal Gent-Terneuzen	4 — 14
4.7.3	Spuikanaal Bath	4 — 15

5	Zuivering van afvalwater	5 — 1
5.1	Rioolwaterzuiveringsinrichtingen	5 — 1
5.2	Rioolwateroverstorten	5 — 3
5.3	Septic tanks	5 — 3
5.4	Binnenwater	5 — 4
6	Resultaten	6 — 1
6.1	Vergelijking modelresultaten met meetgegevens	6 — 1
6.2	Bijdrage verschillende bronnen aan belasting	6 — 2
7	Conclusies	7 — 1
8	Literatuur	8 — 1
BIJLAGE A	Concepts of the Waste Load Model	A — 1
BIJLAGE B	Berekening bijdrage verschillende bronnen uitloging scheepshuiden, behorende bij Tabel 4.6.1	B — 1
BIJLAGE C	Gemiddelde samenstelling van industrieel afvalwater van verschillende sectoren in België.	C — 1
BIJLAGE D	Procentuele opdeling vracht bij Rupelmonde, Kanaal Gent-Terneuzen en Spuikanaal Bath naar herkomst	D — 1

0 Voorwoord

Kader en doel van project

In het kader van het LIFE-programma van de Europese Unie is een Beleidsondersteunend Model Systeem (BOS) ontwikkeld voor het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de aangrenzende kustzone. Het systeem is ontwikkeld ten behoeve van de betrokken waterbeheerders in België en Nederland en kan een krachtig instrument vormen bij het integrale beheer van de Schelde en de aangrenzende kustzone, onder meer in het kader van de Internationale Schelde Commissie.

De ontwikkeling van het BOS bouwt voort op de resultaten van het project SAWES (Systeem Analyse WESTerschelde), dat in de periode 1989 - 1991 door Rijkswaterstaat in samenwerking met het WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM is uitgevoerd. In het project SAWES lag het accent op het voorspellen van de kwaliteit van water en bodem gegeven de toevoer van stoffen en de processen in het estuarium. Tot de nieuwe elementen, die in het kader van het onderhavige project zijn gerealiseerd, behoren een nadere onderbouwing van het slibtransport, een uitbreiding van het aantal stoffen alsmede een uitbreiding van het studiegebied met de aangrenzende kustzone, een automatische calibratieprocedure voor het waterkwaliteits-model met daaraan gekoppeld een onzekerheidsanalyse, een nadere analyse en modellering van de toevoer van stoffen naar het Schelde estuarium vanuit verschillende menselijke activiteiten en de ontwikkeling van een beleidsondersteunend systeem. Het beleidsondersteunend systeem bevordert een eenvoudige en eenduidige uitvoering van analyses met de verschillende modellen; de gebruikers-interface van het systeem draagt tevens bij aan de kwaliteitsborging van uitgevoerde analyses.

Parallel aan het project voor het estuarium en de kustzone is er in het LIFE-programma een project uitgevoerd ten behoeve van het waterkwaliteitsbeheer van de rivier de Schelde bovenstrooms van Rupelmonde. Dit 'rivier'-project wordt uitgevoerd door beheerders en onderzoeksinstituten in Frankrijk en België (Vlaanderen en Wallonië). Het 'rivier'-project levert belangrijke informatie ten aanzien van de bovenstroomse randvoorwaarde (de stofvracht bij Rupelmonde) voor het onderhavige project met betrekking tot het estuarium en de kustzone.

Opzet van beleidsondersteunend systeem (BOS)

In het BOS worden de belangrijke vervuilingsbronnen in het stroomgebied geïnventariseerd. De emissies vanuit deze bronnen worden gerelateerd aan de aard en omvang van sociaal-economische activiteiten in het stroomgebied en de mate van zuivering die wordt toegepast. Op basis van de vastgestelde belastingen wordt de kwaliteit van water en bodem berekend, rekeninghoudend met het transport van water en slib en andere (chemische) processen die in het watersysteem plaatsvinden.

Voor het beschrijven van de verschillende processen is in het kader van het project een aantal modellen ontwikkeld, te weten: een hydrodynamisch- en slibtransportmodel, een emissiemodel en een waterkwaliteitsmodel. Het hydrodynamisch- en slibtransportmodel berekent de waterbeweging en het slibtransport (en daarmee de slibbalans) van het estuarium en de kustzone.

Het emissie model bevat de beschrijving van de emissies van stoffen vanuit verschillende bronnen, waaronder menselijke activiteiten, enkele diffuse componenten en de belasting over de randen van het watersysteem. Het waterkwaliteitsmodel berekent de kwaliteit van water en bodem, rekeninghoudend met de relevante fysische, chemische en biologische processen in het watersysteem.

Het ontwikkelde systeem is geïmplementeerd binnen een PC-omgeving en is voorzien van een grafisch gebruikers-interface onder Windows. Met behulp van de in het BOS opgenomen modellen kunnen de paden en lotgevallen van verschillende stoffen worden geanalyseerd. Daarbij kan worden onderzocht wat de consequenties zijn voor de water- en bodemkwaliteit van verschillende typen maatregelen, zoals maatregelen gericht op emissiereductie, zuiveringsmaatregelen en maatregelen met betrekking tot het baggeren en storten van sediment. Het systeem bevat voorzieningen waarmee een gebruiker op een eenvoudige manier verschillende alternatieven kan definiëren. Het milieurendement van alternatieve maatregelen kan met behulp van het BOS worden gekwantificeerd. Het systeem levert daarmee belangrijke informatie ten behoeve van de afweging van te nemen maatregelen door de beheerders.

Organisatie van het project

Het project is uitgevoerd in een samenwerking tussen Belgische en Nederlandse onderzoeksinstellingen en beheerders. De Dienst Hydrologie van de Vrije Universiteit Brussel heeft daarbij zorggedragen voor de inventarisatie van Belgische gegevens en de ontwikkeling van het slibtransportmodel. De inventarisatie van Nederlandse gegevens is verzorgd door Rijkswaterstaat (Directie Zeeland en Rijksinstituut voor Kust en Zee). Het WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM | WL heeft zorggedragen voor de ontwikkeling van het emissie model en het waterkwaliteitsmodel alsmede de verdere uitwerking van het BOS-systeem. De uitvoering van het project is gecoördineerd door het Belgisch Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu.

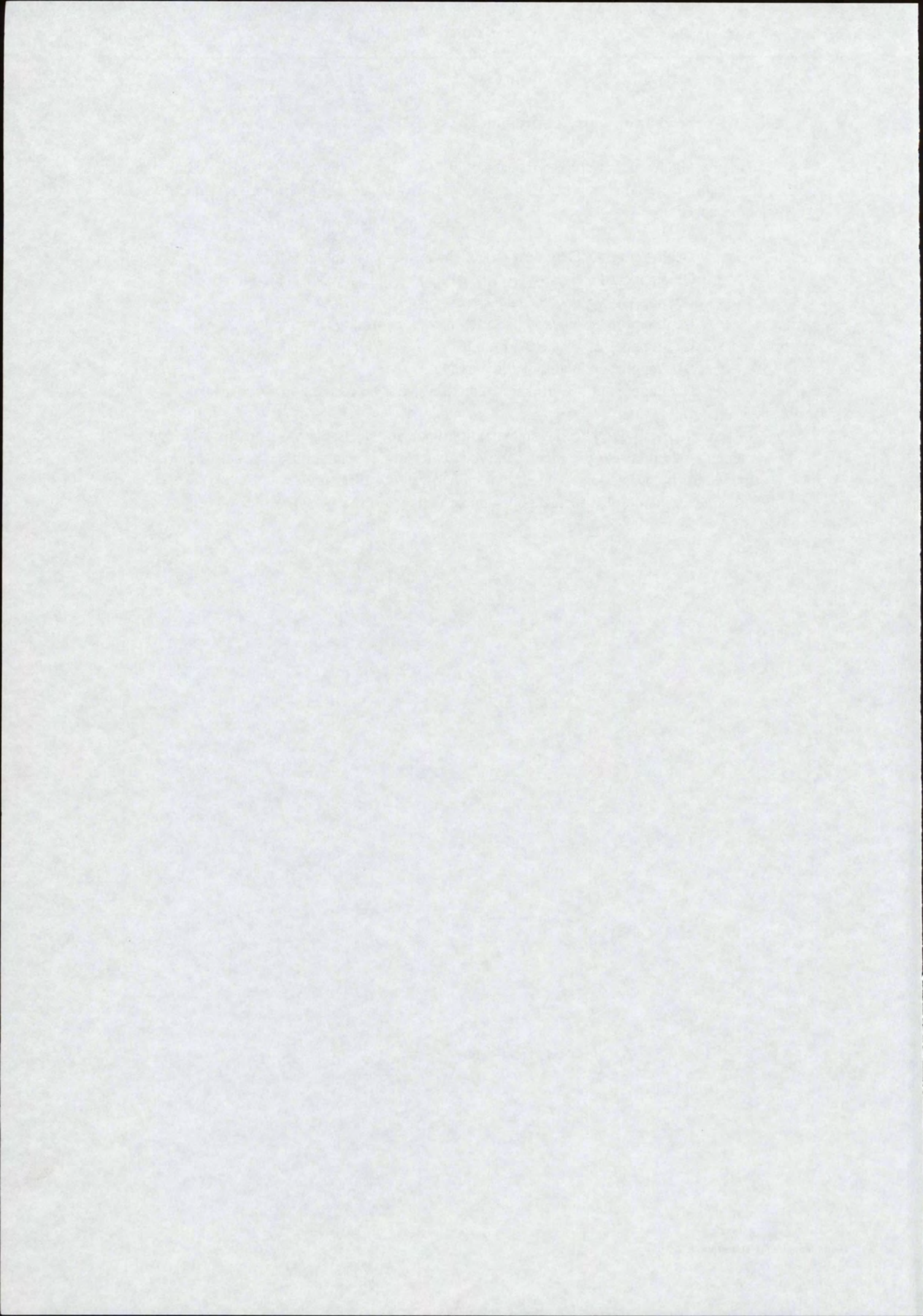
Aan het eind van het project is het BOS overgedragen aan de betrokken beheerders in België / Vlaanderen en Nederland. Deze kunnen het systeem benutten voor de analyse van het milieurendement van overwogen maatregelen in het kader van het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de aangrenzende kustzone. In het kader van de overdracht van het systeem is ter illustratie van de gebruiksmogelijkheden een analyse uitgevoerd van het waterkwaliteitsbeheer van de Schelde en de aangrenzende kustzone.

Produkten van het project

De produkten van het projecten bestaan uit de software van het beleidsondersteunend model systeem en het eindrapport. Het eindrapport bestaat uit het Hoofdrapport en de volgende deelrapporten:

- Deelrapport A: Gegevensverzameling en -analyse voor België
- Deelrapport B: Gegevensverzameling en -analyse voor Nederland
- Deelrapport C: Probleemanalyse
- Deelrapport D: Hydrodynamisch model en slibtransportmodel
- Deelrapport E: Waste load model
- Deelrapport F: Waterkwaliteitsmodel
- Deelrapport G: Gebruikershandleiding voor de toepassing van het BOS

In aanvulling op de gebruikershandleiding voor de toepassing van het BOS is er een aantal manuals beschikbaar, die meer detail en achtergrond geven van de in het BOS opgenomen modellen (het waste load model WLM en het waterkwaliteitsmodel DELWAQ) resp. de in het BOS opgenomen tools (de decision support tools van DELFT-DSS).



1 Inleiding

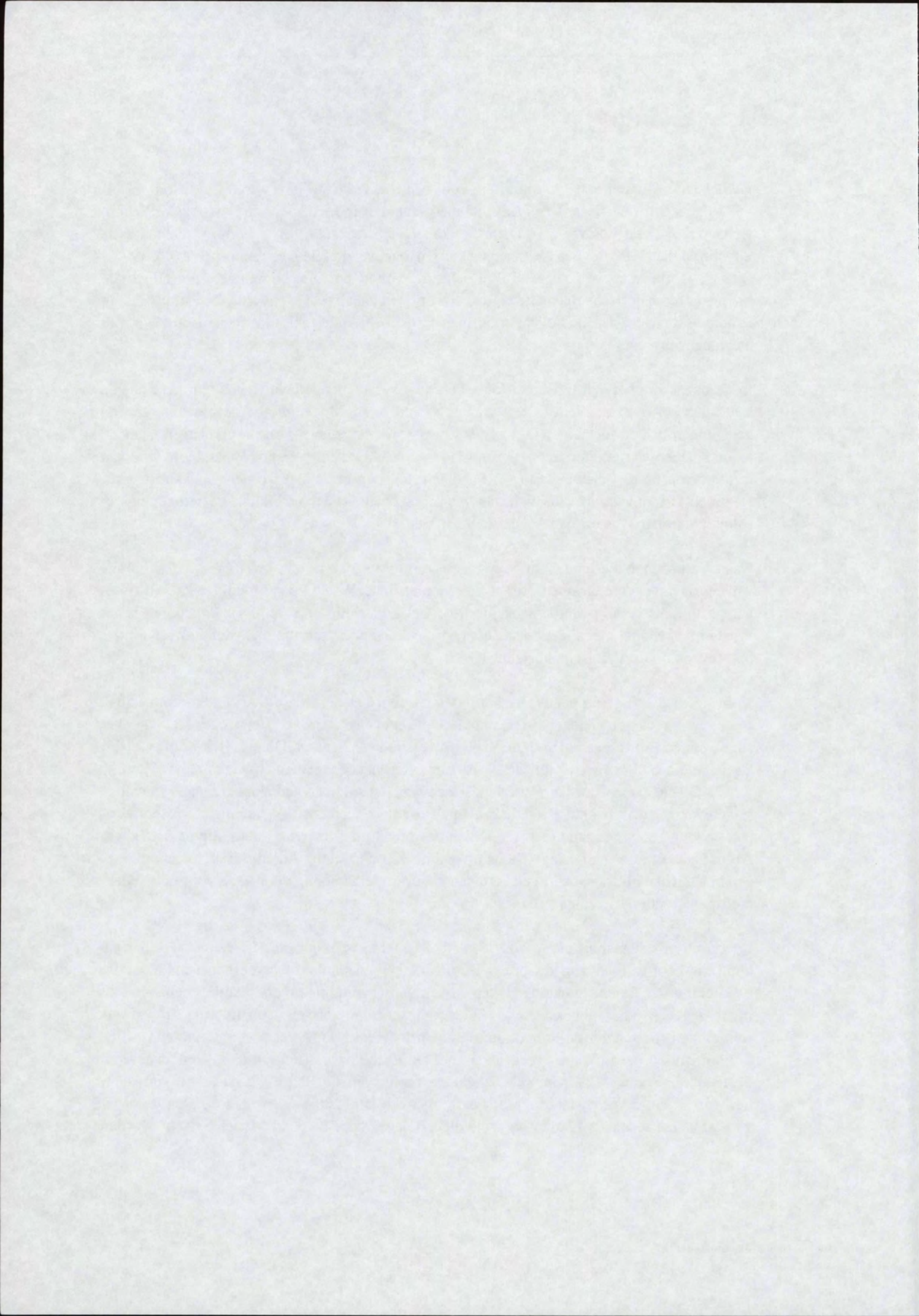
De belasting van het Schelde-estuarium voor een reeks van stoffen is voor de periode 1980-1991 reeds gekwantificeerd op basis van meetgegevens in het kader van SAWES door Schouwenaar (1992) en Lefèvre (1994). In het kader van het LIFE-project is deze inventarisatie uitgebreid met 1992; tevens is een aantal stoffen toegevoegd (zie Deelrapport B; RIKZ, 1995). Daarbij is onderscheid gemaakt in de belasting vanuit polders, communale en industriële lozingen, atmosferische depositie en de belasting via kanalen. Tevens is de belasting van het Schelde-estuarium aan de bovenstroomse rand (Rupelmonde) gekwantificeerd op basis van meetgegevens.

In de opzet van het Waste Load Model keren de verschillende belastingen van het Schelde estuarium terug (vgl. figuur 3.1). In het Waste Load Model wordt de omvang van de belastingen echter niet afgeleid van (end-of-pipe) meetgegevens maar gerelateerd aan de (economische) activiteiten die ten grondslag liggen aan de belastingen, opdat de invloed van maatregelen op de belasting van het Schelde-estuarium beter kan worden gekwantificeerd. De beschikbare meetgegevens uit het SAWES-project bieden de mogelijkheid de berekeningsresultaten van het Waste Load Model te verifiëren.

Naast de bronnen die reeds zijn gekwantificeerd in het kader van SAWES is ook de bijdrage van een aantal andere bronnen worden opgenomen in het Waste Load Model, zoals de uitstoot van stoffen als gevolg van de scheepvaart in het estuarium (anti-fouling). Bovendien is het Waste Load Model niet alleen toegepast voor het Schelde-estuarium inclusief de Zeeschelde, ook tevens op de Belgische kustzone.

Voor de toepassing van het Waste Load Model voor het Schelde-estuarium en de kustzone is een groot aantal gegevens verzameld. De gegevens over het Belgische deel van het studiegebied zijn verzameld door de Vrije Universiteit van Brussel, Dienst Hydrologie waarbij als belangrijkste gegevensbron de AWP2 rapporten hebben gediend (Deelrapport A; VUB, 1995). De gegevens voor het Nederlandse deel van het studiegebied zijn verzameld in nauwe samenwerking tussen RIKZ, Directie Zeeland, Provincie Zeeland, de verschillende waterschappen en WL. Zonder iemand tekort te willen doen mag hier niet onvermeld blijven dat Edwin Arens, zowel tijdens zijn stage als na afronding van zijn studie Aquatische Ecotechnologie, een belangrijke bijdrage heeft geleverd aan gegevensverzameling voor WLM voor het Nederlandse deel van het studiegebied.

De opzet en schematisatie van WLM voor het Schelde-estuarium en de Belgische kustzone komt in hoofdstuk 3 aan de orde. Hoofdstuk 4 behandelt de invoergegevens voor de berekening van de onderscheiden bronnen van verontreinigingen; hoofdstuk 5 behandelt de invoergegevens voor de berekening van de onderscheiden vormen van zuivering van verontreinigingen voordat deze naar het estuarium wordt geloosd. De berekeningsresultaten worden in hoofdstuk 6 besproken en vergeleken met de beschikbare meetgegevens. Conclusies van de toepassing van WLM voor het Schelde-estuarium en de Belgische kustzone komen in hoofdstuk 7 aan de orde. Het rapport begint met een hoofdstuk waarin het doel en de opzet van WLM en de plaats binnen het volledige Beleidsondersteunend Model System worden toegelicht.



2 Achtergronden Waste Load Model

2.1 Doel en opzet WLM

Het doel van het Waste Load Model is een koppeling aan te brengen tussen enerzijds (menselijke) activiteiten en anderzijds de emissies naar het oppervlaktewater zodat het effect van maatregelen die de activiteiten beïnvloeden op de emissie naar het oppervlaktewater kan worden berekend. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in de produktie van verontreinigingen door verschillende activiteiten (zoals industrie, landbouw) en de zuivering van afvalwater in zuiveringsinrichtingen en/of septic tanks. Naast de menselijke activiteiten kunnen ook natuurlijke zuiveringsprocessen in het (lokaal) oppervlaktewatersysteem en de bijdrage van achtergrondbelastingen (zoals kwel en atmosferische depositie) worden opgenomen in het Waste Load Model. Alle bronnen van verontreiniging en alle mogelijke vormen van zuivering worden als gebruiksfuncties aangeduid.

In Bijlage A is algemene beschrijving opgenomen van het Waste Load Model. Daarbij wordt tevens het belang van een goede beschrijving van de belasting van het oppervlaktewater voor de waterkwaliteitsmodellering onderbouwd.

2.2 Plaats van WLM binnen het BOS

Het Waste Load Model is opgenomen in het Beleidsondersteunend Model System (BOS) voor het Schelde-estuarium en de Belgische kustzone (zie ook Deelrapport G, Gebruikershandleiding). Binnen het volledige BOS wordt onderscheid gemaakt in de development phase en de selection phase.

In de development phase is de schematisatie van de waste loads worden opgesteld. Daarvoor is gebruik gemaakt van het users-interface van het Waste Load Model: WLMEDIT. Omdat gekozen is voor een gefixeerde schematisatie is WLMEDIT niet opgenomen in het BOS zelf, maar gebruikt bij de opzet van het BOS.

Daarnaast worden in de development phase bestanden aangepast en aangemaakt, waarin de benodigde invoergegevens voor berekeningen met het Waste Load Model zijn opgenomen. Het is mogelijk om meerdere bestanden aan te maken, welke gegevens bevatten voor verschillende omstandigheden (scenario's, maatregelen etc.). Het aanmaken van de bestanden die informatie over de verschillende scenario's en maatregelen bevatten kan volledig vanuit het BOS worden aangestuurd.

De feitelijke berekeningen worden uitgevoerd in de selection phase van het BOS met behulp van het Case Management Tool CMT. De gebruiker kan binnen het Case Management Tool CMT een keuze maken uit eerder geprepareerde maatregelen en scenario's die van invloed zijn op de invoergegevens van het Waste Load Model. Deze keuze wordt aangestuurd vanuit de Strategy Formulator. Het aanpassen van de invoergegevens zelf is niet mogelijk in het CMT; daarvoor moet de gebruiker terugkeren naar de development phase.

Op basis van de keuzes wordt vervolgens een berekening uitgevoerd met de rekenmodule van WLM: WLMRUN. De berekeningen met WLM worden opgestart vanuit het CMT, net zoals de berekeningen met andere modellen, zoals DELWAQ voor de berekening van de waterkwaliteit.

De resultaten van berekeningen met WLMRUN kunnen vanuit het CMT gepresenteerd worden. De resultaten van WLMRUN zijn:

- de totale hoeveelheid geproduceerde waste loads voor de onderscheiden stoffen, uitgesplitst naar de bijdrage van de verschillende bronnen;
- de totale hoeveelheid zuivering van waste loads voor de onderscheiden stoffen, uitgesplitst naar de bijdrage van de verschillende zuiveringsfuncties;
- de berekende belasting op het Schelde-estuarium, onderscheiden naar de diverse lozingspunten.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de verschillende onderdelen van het Beleidsondersteunend Model System voor het Schelde-estuarium wordt verwezen naar Deelrapport G, De gebruikershandleiding voor de toepassing van het BOS.

3 Schematisatie

3.1 Gebruiksfuncties

In de berekeningen met het Waste Load Model wordt onderscheid gemaakt in verschillende gebruiksfuncties die de belasting bepalen van het watersysteem (zie ook paragraaf 2.1). Daarbij worden enerzijds produktie-functies en anderzijds zuiverings-functies onderscheiden. Figuur 3.1 geeft een schematisch overzicht van de produktie- en zuiveringsfuncties die zijn gedefinieerd in de toepassing van WLM voor het Schelde-estuarium en de Belgische kustzône.

De met WLM berekende belasting van het Schelde-estuarium en de Belgische kustzône kan voor een belangrijk deel worden vergeleken met de meetgegevens die beschikbaar zijn in de SAWES-database. In de schematisatie van WLM zijn namelijk zoveel mogelijk de lozingspunten die in de SAWES-database beschikbaar zijn, gereproduceerd op basis van de achterliggende activiteiten.

Met WLM berekende industriële lozingen rechtstreeks op het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium zijn per definitie identiek aan de meetgegevens, aangezien deze berekening is gebaseerd op de informatie in de SAWES-database.

Het met WLM berekende effluent van zuiveringsinrichtingen die rechtstreeks op het Schelde-estuarium lozen kan worden vergeleken met de end-of-pipe meetgegevens voor zover die in de SAWES-database beschikbaar zijn. Het effluent van de zuiveringsinrichtingen berekent WLM op basis van het (berekende) influent en de zuiveringsefficiëntie van de installatie.

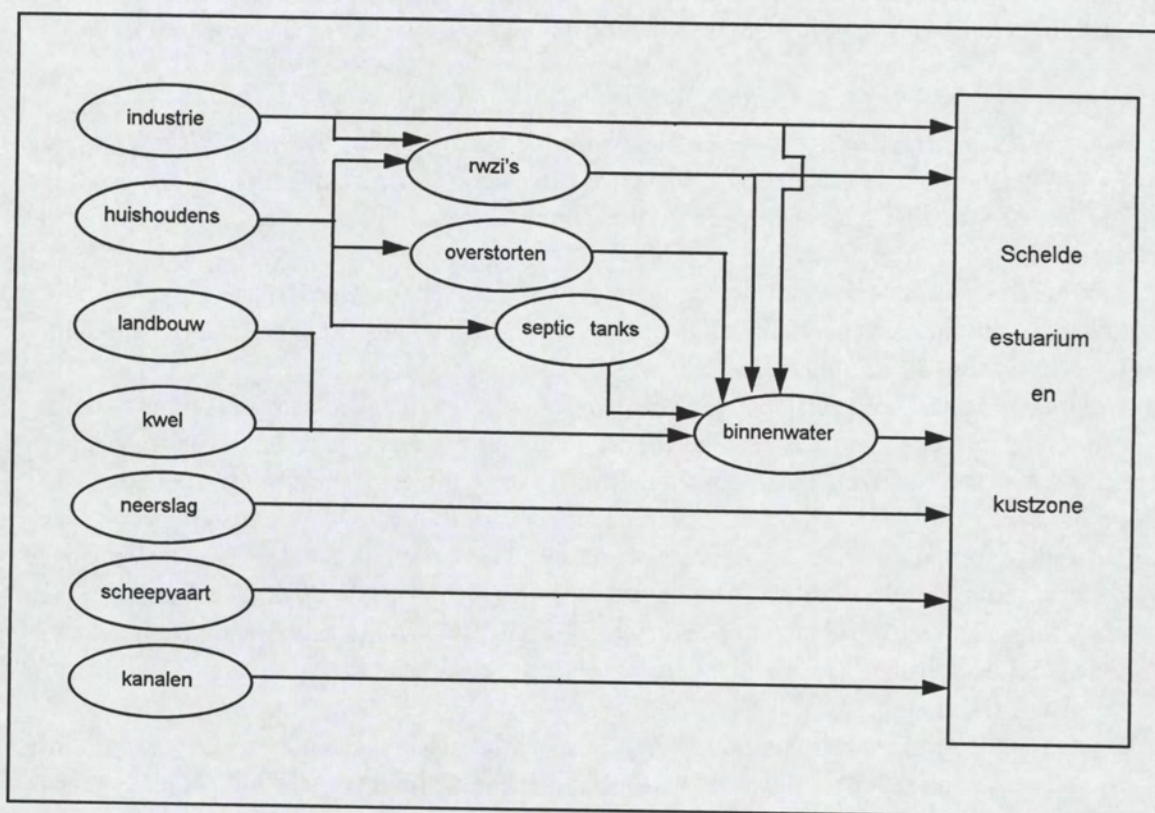
De uitslag van polderwater bij gemalen wordt in WLM berekend op basis van gegevens over de landbouw, kwel, bevolking en industrie in het achterland, alsmede de zuivering in zuiveringsinstallaties, septic tanks en natuurlijke zuivering in het achterland. De berekende vracht bij de gemalen kan worden vergeleken met de gemeten vracht, zoals beschikbaar in de SAWES-database.

De met WLM berekende atmosferische depositie op de onderscheiden 21 rekenvakken in het Schelde-estuarium en de Belgische kustzône kan alleen worden vergeleken met de gegevens in de SAWES-database voor de 14 rekenvakken in het Schelde-estuarium. Voor de rekenvakken in de Belgische kustzône zijn geen gegevens beschikbaar in de SAWES-database.

Gegevens over de emissie van scheepvaart zijn niet beschikbaar in de SAWES-database. Voor deze gebruiksfunctie vormt WLM derhalve een aanvulling.

De met WLM berekende belasting van het Schelde-estuarium vanuit kanalen en de bovenstroomse rand bij Rupelmonde is gebaseerd op de gegevens in de SAWES-database. In de berekeningen is het mogelijk om voor een aantal kanalen en de bovenstroomse rand deze vrachten te schalen.

Het is (in principe) mogelijk om in de toekomst nog andere gebruiksfuncties aan de schematisatie van WLM toe te voegen. Daarvoor moeten dan uiteraard aanvullende gegevens worden verzameld.



Figuur 3.1 Schematisch overzicht van de functies in WLM

3.2 Ruimtelijke schematisatie en afbakening

Het Waste Load Model is toegepast voor het stroomgebied van het Schelde-estuarium. Dit betekent dat alle gebieden die afwateren op het Schelde-estuarium, stroomafwaarts van Rupelmonde en de Belgische kustzone in de berekeningen zijn opgenomen. In de ruimtelijke schematisatie is de nadruk gelegd op de afwateringseenheden. Voor het Belgische deel van het studiegebied is de ruimtelijke schematisatie gebaseerd op de indeling van de AWP2-gebieden. Verschillende AWP2-gebieden wateren niet rechtstreeks af op de Zeeschelde of de kustzone, maar via een ander AWP2-gebied. Daar waar nodig zijn deze gebieden gecombineerd.

Voor het Nederlandse deel van het studiegebied is de ruimtelijke schematisatie gebaseerd op de ligging van de polders en gemalen. Figuur 3.2 geeft een overzicht van de verschillende AWP2-gebieden in België en de polders in Nederland.



Figuur 3.2 In de berekeningen met WLM opgenomen afwateringseenheden

Naast de afwateringseenheden die direct op het Schelde-estuarium en de kustzone lozen is in WLM ook aandacht besteed aan de verschillende bronnen die de afvoer van de Schelde bij Rupelmonde en het Kanaal Gent-Terneuzen bepalen. Voor deze twee lokaties is de bijdrage van verschillende bronnen (huishoudens, industrie, landbouw) in verschillende deelgebieden (Frankrijk, Wallonie, Vlaanderen) in het achterland geschat. In paragraaf 4.7 wordt dit in detail beschreven. Het achterland van deze twee lokaties is dus niet in detail in de berekeningen met WLM opgenomen. Wel is de mogelijkheid in WLM ingebouwd om de opbouw van de vrachten vanuit de verschillende deelgebieden en bronnen op deze lokaties globaal te schalen.

Voor het Spuikanaal Bath (Volkerak-Zoommeer) is eveneens een analyse van de bijdrage van verschillende bronnen in het achterland opgesteld. De resultaten van deze analyse (zie Bijlage D) zijn in een laat stadium van het project beschikbaar gekomen en konden niet meer in het BOS worden opgenomen.

3.3 Tijd

De belasting van het Schelde-estuarium en de Belgische kustzone varieert in de tijd. Deze variatie in de tijd is in de berekeningen met WLM geschematiseerd tot de variatie op maandbasis. De belangrijkste reden hiervoor is dat in de beschikbare gegevens (zie hoofdstuk 4) vrijwel geen informatie aanwezig was over de variatie in de tijd. Alleen in de SAWES-database is maandelijks informatie opgenomen; voor de overige gegevens zijn slechts jaartotalen beschikbaar. Daarbij moet opgemerkt worden dat in de SAWES-database voor een aantal punten de variatie in de tijd is geconstrueerd middels inter- en extrapolatie, hetgeen soms aanleiding geeft tot 12 identieke waarden per jaar. Een fijnere schematisatie van de tijd zou dus niet hebben geresulteerd tot betere resultaten van het Waste Load Model.

Toepassing van pesticiden in de landbouw is sterk tijdgebonden, namelijk het voorjaar en de zomer. Verwacht mag derhalve worden dat ook de belasting van het polderwater met pesticiden plaatsvindt binnen deze periode. Deze variatie in de tijd is niet in de berekeningen opgenomen, mede gezien het feit dat de belasting van het Schelde-estuarium via de gemalen beperkt is tot het winterseizoen (in de zomer bestaat geen wateroverschot in de polders en wordt er niet of zeer beperkt gemalen). Dit impliceert dat de pesticiden niet in het Schelde-estuarium terecht komen in de periode dat de pesticiden worden toegediend maar in de periode dat het wateroverschot via de gemalen wordt gespuid. In de berekeningen met WLM is wel de variatie in de tijd van het waterbezwaar van de gemalen opgenomen, maar niet de variatie in de tijd van het gebruik van de pesticiden.

Indien in de toekomst gegevens beschikbaar komen op een fijnere tijdbasis kunnen deze in de invoerbestanden worden opgenomen en kunnen met het model berekeningen worden uitgevoerd op bijvoorbeeld maandbasis of weekbasis. De databases die voor de berekeningen met WLM zijn geprepareerd zijn geldig voor 1991.

3.4 Parameters

De belasting van het Schelde-estuarium en de Belgische kustzone is in principe berekend voor een groot aantal stoffen; in de praktijk is in enkele gevallen de bijdrage van een bepaalde bronnen aan de totale belasting van een parameter verwaarloosd wegens het ontbreken van gegevens. De in de berekeningen en bijbehorende databases opgenomen parameters zijn in Tabel 3.1 weergegeven. Daarbij in onderscheid gemaakt in verschillende stofgroepen.

Het is (in principe) mogelijk om in de toekomst het aantal stoffen dat in de berekeningen is opgenomen verder uit te breiden. Daarvoor dienen dan wel aanvullende (invoer) gegevens te worden verzameld.

Tabel 3.1 In de berekeningen met WLM opgenomen stoffen

Stofgroep	Stoffen	codering
Algemeen	Biochemisch zuurstofverbruik Opgelost organisch koolstof Particulair organisch koolstof Chloride	BZV DOC POC Cl
Nutriënten	Totaal stikstof Kjeldahl-stikstof Ammonium stikstof Nitraat plus nitriet Totaal fosfor Ortho-fosfaat Opgelost reactief silicaat	tot-N Kj-N NH4-N NO3NO2 tot-P PO4-P Si
Zware metalen	Totaal cadmium Totaal chroom Totaal koper Totaal zink	Cd Cr Cu Zn
PAK's en PCB's	Tetrachloorbifenyyl Hexachloorbifenyyl Benzo(a)pyreen Fluorantheen	PCB52 PCB153 BaP Fla
Gewasbeschermingsmiddelen	Lindaan Atrazine Simazine Mevinfos Dichloorvos Diuron	Lindaan Atrazine Simazine Mevinfos Dichlvs Diuron

4 Produktie van afvalwater

Voor de produktie van afvalwater wordt onderscheid gemaakt in de produktie van huishoudelijk afvalwater, de produktie van industrieel afvalwater, de drainage en afspoeling vanuit landbouwgronden, kwel vanuit dieper grondwater, atmosferische depositie, scheepvaart en de belasting vanuit kanalen (zie ook figuur 3.1). Onderstaande paragrafen behandelen de gegevens die zijn gebruikt voor de berekening van produktie van afvalwater door deze gebruiksfuncties.

4.1 Huishoudelijk afvalwater

De berekening van de produktie van het huishoudelijk afvalwater is gebaseerd op gegevens omtrent het aantal inwoners en de produktie van afvalwater per inwoner. De produktie van afvalwater per inwoner per jaar (inwoner equivalent) is voor een groot aantal stoffen redelijk goed bekend. Tabel 4.1.1 geeft een overzicht van de samenstelling van een inwoner equivalent, zoals vermeld in een aantal verschillende literatuurbronnen alsmede de waarden die in de berekeningen met WLM zijn gebruikt. Voor de bevolking van België en Nederland zijn dezelfde waarden gebruikt.

Ten aanzien van het aantal inwoners is voor het Nederlandse deel van het studiegebied informatie gebruikt van de waterschappen over het aantal inwoners dat is aangesloten op de verschillende zuiveringsinrichtingen. Op basis van de gegevens over het totaal aantal aangesloten inwoners per zuiveringsinrichting is het aantal inwoners in de verschillende afwateringseenheden (zie figuur 3.2) bepaald. In totaal gaat het om ruim 300.000 inwoners in Zeeland en 220.000 inwoners in West-Brabant (die zijn aangesloten op de RWZI in Bath). Verondersteld is dat het aantal inwoners dat niet is aangesloten op het rioleringsstelsel verwaarloosbaar klein geacht mag worden. Mogelijk is deze aanname voor de verspreide bebouwing in Zeeuws-Vlaanderen niet correct (pers. comm. Van Eck), maar vooralsnog is geen kwalitatieve informatie beschikbaar om deze aanname te logenstraffen.

Daarnaast is verondersteld dat 2% van de totale belasting van het rioleringsstelsel via overstorten in het binnenwater terecht komt (zie ook paragraaf 5.2)

In het Belgische deel van het studiegebied wonen aanzienlijk meer mensen, namelijk bijna 1.7 miljoen. Uit de AWP2 rapporten blijkt dat een niet onaanzienlijk deel (5-35%) hiervan niet is aangesloten op het rioleringsstelsel. Verondersteld is dat deze inwoners via een septic tank lozen op het binnenwater (paragraaf 5.4), hetgeen mogelijk een te optimistische voorstelling van zaken is. De overige huishoudens zijn aangesloten op het rioleringsstelsel, maar het afvalwater wordt niet volledig gezuiverd in RWZI's. Het deel dat niet in een RWZI wordt gezuiverd wordt verondersteld via een overstort te lozen op het binnenwater van de kustzone of rechtstreeks op de Zeeschelde.

Tabel 4.1.1: Samenstelling van een inwoner-equivalent volgens verschillende literatuurbronnen en de waarden die waarde die in WLM is gebruikt, in kg/jaar

Handwritten notes: 712- (top left), CZU = 3,33 BZV (top left, circled), 53,3 (top right)

Stof	1	2	3	4	WLM
BZV	16.06				16.06
Cl		22.0			22.00
Tot-N		3.36			3.36
Kj-N		3.36			3.36
NO ₃ NO ₂ N		2.016			2.016
Tot-P		0.84			0.84
PO ₄ -P			0.51		0.51
Cd		5.0*10 ⁻⁵	2.6*10 ⁻⁵		5.0*10 ⁻⁵
Cr		2.0*10 ⁻⁴	2.02*10 ⁻⁴		2.0*10 ⁻⁴
Cu		6.5*10 ⁻³	1.59*10 ⁻³		6.5*10 ⁻³
Zn		8.0*10 ⁻³	6.33*10 ⁻³		8.0*10 ⁻³
BaP		3.0*10 ⁻⁶	4.0*10 ⁻⁶	1.2*10 ⁻⁶	1.2*10 ⁻⁶
Fla		1.1*10 ⁻⁵	2.9*10 ⁻⁵	1.5*10 ⁻⁵	1.5*10 ⁻⁵
PCB-52		5.0*10 ⁻⁸		1.2*10 ⁻⁶	1.2*10 ⁻⁶
PCB-153		5.0*10 ⁻⁸		0.6*10 ⁻⁶	6.2*10 ⁻⁷
Lindaan		1.3*10 ⁻⁵	1.3*10 ⁻⁵		1.3*10 ⁻⁵
Atrazine				7.3*10 ⁻⁶	7.3*10 ⁻⁶
Simazine				3.5*10 ⁻⁵	3.5*10 ⁻⁵
Mevinfos				2.6*10 ⁻⁵	2.6*10 ⁻⁵
Dichloorvos				4.4*10 ⁻⁶	4.4*10 ⁻⁵
Diuron				1.2*10 ⁻⁵	0.0

1. Inwoner-equivalent getoetst (STORA, 1985).
2. Emissiebestand 1985 (WL, 1990a).
3. Tussenstand RAP/NAP 1990, SPEED document zware metalen.
4. Somers et al. 1994

4.2 Industrieel afvalwater

In de berekening van de belasting van het Schelde-estuarium en de kustzone zijn drie verschillende werkwijzen gevolgd, voor respectievelijk de 'speerpunt bedrijven' in Nederland die rechtstreeks op de Westerschelde lozen, de kleinere bedrijven in Nederland die zijn aangesloten op het rioleringsstelsel en de individuele bedrijven in België.

Voor het Nederlandse deel zijn de grote industriële bedrijven, die verantwoordelijk zijn voor ca. 80% van de rechtstreekse industriële belasting van het Schelde-estuarium, individueel opgenomen in het Waste Load Model. In tabel 4.2.1 zijn deze bedrijven vermeld. De gegevens voor deze bedrijven zijn ontleend aan meetgegevens, zoals opgenomen in de SAWES-database. Deze lozingen worden in detail beschreven in deelrapport B, RIKZ (1995).

In de SAWES-database zijn gegevens opgenomen over de het effluentdebiet en de samenstelling van het afvalwater. Indien een bedrijfszuiveringsinstallatie aanwezig is, zijn de gegevens steeds afkomstig van het effluent van deze installatie. De effluentdebiet-gegevens zijn rechtstreeks overgenomen uit de SAWES-database, hetgeen betekent dat de variatie in de tijd (er zijn gegevens op maandbasis beschikbaar) is gehandhaafd. Voor de samenstelling van het effluent is een (jaar) gemiddelde concentratie per bedrijf gehanteerd in de berekeningen met WLM.

Deze samenstelling kan in de toekomst mogelijk wijzigen, als gevolg van het implementeren van Best Bestaande Technieken (BBT) of Best Uitvoerbare Technieken (BUT). Gezien het feit dat slechts voor enkele bedrijven informatie beschikbaar is over de variatie in de tijd van de samenstelling van het effluent is het geoorloofd om deze vereenvoudiging toe te passen. In tabel 4.2.1 is voor een aantal parameters de jaargemiddelde samenstelling van het effluent opgenomen.

Tabel 4.2.1: Jaargemiddelde (1991) samenstelling effluent 'speerpuntbedrijven' Nederland en de kleinere bedrijven die op RWZI's zijn aangesloten.

	Naam bedrijf	BZV	Cl	tot-N	tot-P	Cd	Cu	Cr	Zn
1	SBV Vlissingen	35.0	3655	23.0	2.50	0.020	0.25	1.60	0.00
2	Pechiney	1.78	1674	0.77	0.07	0.015	6.8E-3	2.2E-3	0.08
3	M.&T. International	35.8	5383	14.6	2.83	1.0E-4	5.0E-3	1.0E-3	0.03
4	Hoechst TGF	358.	142	11.0	3.40	2.0E-5	4.0E-3	1.4E-3	0.01
5	Hoechst P.Blok	0.31	0	4.45	8.27	3.4E-3	1.9E-4	2.4E-3	0.07
6	Total	2.37	635	19.7	0.1	7.0E-5	1.2E-3	3.3E-4	0.00
7	SVZ Baarland	12.3	7213	27.2	7.0	1.0E-4	5.0E-3	1.0E-3	0.03
8	Oostrom	13.4	247	9.0	1.0	2.0E-5	4.0E-3	1.4E-3	0.01
9	Meyer	31.2	559	90.3	7.0	1.0E-4	5.0E-3	1.0E-3	0.03
10	Waarde (mosselen)	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
11	AWP Waarde	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
12	GEP <i>Plastics</i>	12.7	345	7.92	6.50	1.0E-4	2.4E-2	1.0E-3	0.17
13	AWL Terneuzen	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
14	ACZC	9.24	0	105.0	16.1	1.0E-3	1.0E-2	1.0E-2	0.05
15	Broomchemie	31.0	0	278.2	0.47	1.0E-2	1.0E-2	1.0E-2	0.96
16	Engelhard	9.60	0	48.6	0.0	2.0E-5	4.0E-4	1.4E-3	0.01
17	Hydro Agri Sluiskil	57.4	0	259.0	3.0	5.0E-3	7.0E-2	0.13	0.16
18	Dow Chemical	4.60	0	5.1	0.2	9.9E-3	0.107	5.2E-2	0.44
19	Waterfabriek Terneuz	2.19	0	0.0	0.0	0.0	1.8E-3	0.0	0.0
	aangesloten op RWZI's	?	?	?	?	?	?	?	?

Naast de grote bedrijven die rechtstreeks op het Schelde-estuarium lozen is tevens rekening gehouden met de belasting van Nederlandse RWZI's met industrieel afvalwater vanuit kleinere industriële bedrijven. De bijdrage van het industrieel afvalwater is bepaald op basis van het gemeten influent van de RWZI's. Analooq aan de belasting met huishoudelijk afvalwater is het aantal industriële i.e. bepaald alsmede de samenstelling van een industriële i.e. (zie tabel 4.2.1). Directe belasting van het binnenwater vanuit bedrijven in Nederland is niet in de berekeningen opgenomen, aangezien verondersteld is dat deze belasting verwaarloosbaar klein is vergeleken met de overige belasting van het binnenwater en hierover bovendien zeer weinig detailinformatie beschikbaar was.

Voor de industriële belasting van het oppervlaktewater in België is gebruik gemaakt van gegevens van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM). Deze gegevens zijn opgenomen in de AWP-2 rapporten (Algemeen Waterzuiverings Programma), welke per hydrografisch bekken worden opgesteld. Voor een zeer groot aantal bedrijven in Vlaanderen is informatie beschikbaar over de samenstelling en de hoeveelheid afvalwater. Deze gegevens zijn afkomstig van (in de regel) drie monsters op drie opeenvolgende dagen. Elk bedrijf is toegekend aan één van de circa 50 onderscheiden industriële sectoren. Per industriële sector is een gemiddelde samenstelling van het afvalwater overgenomen uit rapporten van de VMM (hiervan nog een exacte verwijzing opnemen). In Bijlage C zijn deze gemiddelde concentraties per industriële sector opgenomen. Combinatie van de gemiddelde concentratie per sector met de hoeveelheid afvalwater per bedrijf levert de vuillast per bedrijf. Deze vuillast wordt afgevoerd naar een RWZI in België of geloosd op het binnenwater of direct op de Zeeschelde. Voor elk bedrijf is (uit de gegevens van de VMM) bekend waarheen het afvalwater wordt afgevoerd.

4.3 Uitspoeling landbouwgronden

Nutriënten

Als gevolg van afspoeling en drainage van landbouwgronden wordt het binnenwater in het studiegebied belast met nutriënten. Om deze belasting te kunnen berekenen met WLM voor de Westerschelde is gebruik gemaakt van resultaten van de Veerse Meer studie (WL, 1993). Het Waterloopkundig Laboratorium (WL) heeft in deze studie met behulp van gegevens over bodemopbouw, hydrologie (kwel/wegzijging en neerslag/verdamping), bemesting en eigenschappen van het binnenwater de nutriëntenbelasting van het Veerse Meer berekend. Hierbij is gebruik gemaakt van het model VERGWM van de Provincie Zeeland en de modellen DEMGEN, NITSOL, PHOSOL en DIWAMO van WL (WL, 1993). Met hydrologische gegevens over de jaren 1971 tot en met 1990 zijn voor het Veerse Meer een aantal maatregelen en scenario's doorgerekend waarvan de resultaten in het Waste Load Model van de Westerschelde kunnen worden gebruikt. Voor de berekeningen met WLM zijn de resultaten van de cases "AUTO-NOOM" (toekomstige nutriëntenbelasting van het Veerse Meer bij gelijkblijvende hoeveelheden mest) en "NATUUR" (alle landbouwgronden omgezet in natuurgebied) gebruikt.

Om de nutriëntenbelasting van het Veerse Meer te bepalen werd het afwateringsgebied verdeeld in een groot aantal plots, waarbij elke plot een specifieke bodemopbouw, bodemgebruik, ontwatering en ligging had. De plots werden ingedeeld naar bodemprofiel en type bodemgebruik. Alleen de indeling naar type bodemgebruik is van belang voor het Waste Load Model van de Westerschelde, omdat voor het studiegebied van de Westerschelde geen onderscheid wordt gemaakt in verschillende bodemprofielen c.q. bodemsoorten.

De som van afspoeling en drainage is in belangrijke mate afhankelijk van het neerslagoverschot de hydrologie. Daarom is onderscheid gemaakt tussen "droge", "gemiddelde" en "natte" jaren. Om gemiddelde belastingen te berekenen voor deze "meteorologische jaren", zijn afspoeling- en drainagecijfers uit de Veerse Meer studie gebruikt van de jaren 1974 en 1988 (resp. 985 en 917 mm neerslag) voor een nat jaar, 1986 en 1987 (resp. 721 en 795 mm neerslag) voor een gemiddeld jaar en 1971 en 1990 (resp. 599 en 606 mm neerslag) voor een droog jaar (Waterschap Walcheren, 1993). Tabel 4.3.1 bevat de onderscheiden typen bodemgebruik in het studiegebied van de Westerschelde en gemiddelde cijfers voor de som van drainage en afspoeling vanuit verschillende typen bodemgebruik.

Tabel 4.3.1.: Drainage en afspoeling van nutriënten uit landbouwgronden (naar WL, 1993)

kg/ha/jaar	'nat' jaar				'gemiddeld' jaar				'droog'jaar			
	totN	NH4N	NO3N	totP	totN	NH4N	NO3N	totP	totN	NH4N	NO3N	totP
akker	42.0	16.8	25.2	7.0	24.0	9.6	14.4	6.0	20.0	8.0	12.0	3.0
gras	45.0	18.0	27.0	8.0	21.0	8.4	12.6	8.0	12.0	4.8	7.2	3.0
natuur	20.0	8.0	12.0	7.0	12.0	4.8	7.2	6.0	7.0	2.8	4.2	3.0
mais	57.0	22.8	34.2	8.0	36.0	14.4	21.6	7.0	15.0	6.0	9.0	4.0
tuinbouw	80.0	32.0	48.0	7.0	29.0	11.6	17.4	6.0	20.0	8.0	12.0	4.0
fruit	28.0	11.2	16.8	6.0	12.0	4.8	7.2	5.0	7.0	2.8	4.2	2.0
overig	20.0	8.0	12.0	7.0	12.0	4.8	7.2	6.0	7.0	2.8	4.2	3.0

De belastingswaarden voor gras-, maïs-, fruitteelt, akkerbouw (rotatie van graan, aardappelen en suikerbieten) en tuinbouw zijn berekend uit gegevens van case AUTONOOM en belastingswaarden voor het bodemgebruik natuur zijn berekend uit gegevens van case NATUUR. De waarden die zijn afgeleid voor de polders rondom het Veerse Meer worden in de berekeningen gebruikt voor zowel de landbouwgronden in Nederland als de gronden in België. Voor de calibratie van WLM (1991) zijn de waarden voor een nat weerjaar gebruikt.

Zware metalen

Zware metalen zijn in kleine hoeveelheden onmisbaar voor planten en dieren en kunnen daarom aan kunstmest worden toegevoegd. Dierlijk mest kan zware metalen bevatten doordat het aan het voedsel van dieren wordt toegevoegd (koper in varkensvoer). In het emissiebestand van WL (WL, 1990) staan de hoeveelheden zware metalen die met mest op het land worden uitgereden. Om de vrachten te berekenen die uiteindelijk in het binnenwater terecht komen, worden voor natte, gemiddelde en droge jaren respectievelijk 8, 5 en 2% van deze op het land aangebrachte hoeveelheden gebruikt. Tabel 4.3.2 bevat de afspoelings en drainage waarden voor een gemiddeld jaar. Deze waarden zijn zowel voor Nederland als voor België gebruikt.

Gewasbeschermingsmiddelen

Om de som van afspoeling en drainage vanuit landbouwgronden van de gewasbeschermings- en bestrijdingsmiddelen te bepalen is gebruik gemaakt van het SPEED-document Gewasbeschermingsmiddelen (RIZA, 1995) en het RIKZ-Werkdocument bestrijdingsmiddelen (Van Eck, 1994). In het SPEED-document zijn emissiewaarden van bestrijdingsmiddelen vermeld zoals door het model PESCO zijn berekend. In het RIKZ werkdocument is eveneens informatie opgenomen over de gebruikte hoeveelheden en de hoeveelheden die in het oppervlaktewater terecht komen.

Lindaan

Uit het SPEED-document blijkt dat Lindaan wordt toegepast in maïs- en suikerbietenteelt. In het rapport wordt geen onderscheid gemaakt in de emissiewaarde; voor beide teelten is de emissiewaarde berekend op $1.2 \cdot 10^{-3}$ kilogram per hectare per jaar. Verondersteld wordt dat de emissiewaarde in de akkerbouw (rotatiegewas) $0.6 \cdot 10^{-3}$ kg/ha/jaar bedraagt.

Atrazine

Atrazine wordt volgens het RIKZ-document gebruikt op maïsland en op perceelranden. Op maïs bedraagt volgens het SPEED-document het gebruik ca. $0.8 \cdot 10$ kg/ha/jaar en de emissie naar het oppervlaktewater $3.5 \cdot 10^{-3}$ kg/ha/jaar. Dit impliceert dat 0.44% van het gebruik in het oppervlaktewater terecht komt. In akkerbouw, tuinbouw en fruitteelt wordt atrazine alleen op de perceelsranden gebruikt, namelijk 2.5-5.0 kg/ha/jaar. Verondersteld wordt dat 4% van het oppervlak uit perceelranden bestaat. Voor de emissie naar het oppervlaktewater wordt eenzelfde percentage gebruikt als voor maïs (0.44%). De emissiewaarde voor akkerbouw, fruitteelt en tuinbouw is op basis van bovenstaande aannamen berekend op $6.6 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/jaar.

Simazine

Simazine wordt evenals atrazine gebruikt in de akkerbouw, tuinbouw en fruitteelt. Voor beide triazinen worden vergelijkbare DT50- en Koc-waarden gehanteerd en speelt vervluchtiging geen grote rol (RIKZ-document). Hierdoor kunnen de emissiewaarden naar het oppervlaktewater met elkaar vergeleken worden. Het gebruik in de akker- en tuinbouw is 0.1 kg/ha/jaar en in de fruitteelt 0.7 kg/ha/jaar. Bij een emissiepercentage van 0.44% bedragen de emissiewaarden naar het oppervlaktewater:

- Akkerbouw: $4.4 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/jaar
- Tuinbouw: $4.4 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/jaar
- Fruitteelt: $3.1 \cdot 10^{-3}$ kg/ha/jaar

Dichloorvos

Dichloorvos wordt in het studiegebied alleen op vollegrondsgroenten (tuinbouw) toegepast. De emissiewaarde voor dichloorvos voor vollegrondsgroenten bedraagt volgens het SPEED-document $4.6 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/jaar, bij een emissiepercentage van 1,3%. Daarnaast wordt dichloorvos gebruikt in vlooiënbanden voor huisdieren en is het derhalve opgenomen in de samenstelling van een inwoner-equivalent (zie tabel 4.1.1).

Mevinfos

Mevinfos wordt in de groente- en fruitteelt toegepast. De emissiewaarde van mevinfos op vollegrondsgroenten bedraagt volgens het SPEED-document $5.7 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/j. In het SPEED-document is geen emissiewaarde opgegeven voor fruitteelt. Volgens het RIKZ werkdokument is het gebruik in de fruitteelt 0.04-0.08 kilogram per hectare per jaar. Omdat de Koc- en DT50-waarden evenals de geringe mate van vervluchtiging overeenkomt met Dichloorvos, wordt hetzelfde emissiepercentage (1.3%) gehanteerd. Dit geeft voor fruitteelt dan een emissiewaarde van $7.8 \cdot 10^{-4}$ kg/ha/jaar.

Diuron

Diuron wordt gebruikt in fruitteelt, tuinbouw en op verhardingen. De emissiewaarden volgens het SPEED document zijn respectievelijk $9.6 \cdot 10^{-3}$, $1.2 \cdot 10^{-3}$ en $3.4 \cdot 10^{-3}$ kg/ha/jaar. Het gebruik van diuron op verhardingen zou strikt genomen niet moeten worden toegekend aan de gebruiksfunctie landbouw maar aan de gebruiksfunctie huishoudelijk afvalwater. Het gebruik op verhardingen is echter gerelateerd aan het oppervlak verhardingen en niet aan het aantal inwoners. Omdat de arealen verhard oppervlak beschikbaar zijn in de berekening van de bijdrage van de gebruiksfunctie landbouw, is ook het gebruik van diuron op verhardingen in de functie landbouw opgenomen.

In Tabel 4.3.2 zijn bovenvermelde waarden opgenomen. De gegevens zijn zowel voor het Nederlandse als het Belgische deel van het studiegebied toegepast.

Tabel 4.3.2: Drainage plus afspoeling van zware metalen en bestrijdingsmiddelen uit landbouwgronden

kg/ha/jaar	zware metalen			bestrijdingsmiddelen					
	Cd	Cu	Zn	lindaan	atrazine	simazine	dichloorvos	mevinfos	diuron
akker	$3.6 \cdot 10^{-5}$	$5.7 \cdot 10^{-3}$	0.019	$0.6 \cdot 10^{-3}$	$6.6 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-4}$	0.	0.	0.
grasland	$9.8 \cdot 10^{-4}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	0.020	0.	0.	0.	0.	0.	0.
natuur	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
mais	$3.9 \cdot 10^{-4}$	0.13	0.20	$1.2 \cdot 10^{-3}$	$3.5 \cdot 10^{-3}$	0.	0.	0.	0.
tuinbouw	0.	0.	0.	0.	$6.6 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-4}$	$4.6 \cdot 10^{-4}$	$5.7 \cdot 10^{-4}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$
fruit	0.	0.	0.	0.	$6.6 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-4}$	0.	$7.8 \cdot 10^{-4}$	$9.6 \cdot 10^{-3}$
overig	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
verhard	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	$3.4 \cdot 10^{-3}$

Landbouwarealen

Om de totale belasting van het binnenwater vanuit de landbouw te bepalen, gebruikt WLM per afwateringseenheid naast de uitspoeling (drainage plus afspoeling) per hectare het areaal van de diverse vormen landgebruik. Voor de afwateringseenheden in Nederland is het areaal van de verschillende bodemgebruiksvormen afgeleid uit gegevens van de waterschappen. Voor de afwateringseenheden België (de AWP2-gebieden) is de informatie over het areaal van de verschillende bodemgebruiksvormen ontleend aan de rapportage van Van Meerbeeck en De Smedt (VUB,1995). In tabel 4.3.3 zijn de arealen per afwateringseenheid weergegeven.

Tabel 4.3.3 Arealen van de onderscheiden bodemgebruiksvormen per afwateringseenheid in Nederland en België.

Nederland	Akker	Gras	Mais	Tuinbouw	Fruiteelt	Natuur	Verhard	Overig	Totaal
Ritthem/Zuidersluis	1277	498	67	20	58	180	720	180	3000
Quarles/Sloekreek	539	0	28	16	49	0	115	38	785
Borssele	2284	316	120	93	285	0	487	208	3793
Hellewoud	2549	289	134	51	155	0	403	134	3715
Groenewege	492	80	26	64	192	0	120	51	1025
Maelstede	2592	648	136	299	896	512	740	317	6140
Joh. Glerum/Kruiningen	780	62	40	86	258	2	435	187	1850
Waarde	765	60	39	84	252	0	427	183	1810
Bath	3517	2221	968	306	230	2680	930	398	11250
Ossendrecht	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hedwigepolder	210	26	11	3	8	12	27	3	300
Paal	5882	720	310	72	216	335	754	84	8373
Kruispolder	663	81	35	8	24	38	85	9	943
Walsoorden	663	81	35	8	24	38	85	9	943
Campen	4932	604	260	60	181	281	632	70	7020
Othene/Kraagbrug	13128	1607	691	161	482	610	3051	610	20340
West. Rijkswaterleiding	1021	125	54	12	37	47	237	47	1580
Braakman	16122	1973	849	197	592	749	3747	749	24978
Nol Zeven	4896	600	258	60	180	200	200	266	6660
Nummer Eén	3279	401	174	40	120	134	134	178	4460
Nieuwe Sluis	3065	375	163	37	113	125	125	167	4170
Cadzand	10291	1258	542	126	377	111	373	747	13825

België	Akker	Gras	Mais	Tuinbouw	Fruiteelt	Natuur	Verhard ²⁾	Overig ²⁾	Totaal
Polders Nieuwpoort	14533	7017	183	47	9	252	13993	9328	45856
Polders Oostende	2383	1621	137	1895	11	45	5223	3482	14660
Polders Blankenberge	877	760	68	478	0	7	2264	1510	5896
Polders Zeebrugge	873	1117	127	17	0	1	656	438	3102
Kerkebeek Meerbeek ¹⁾	3752	4690	375	375	94	94	1200	800	11380
Leopoldkanaal ¹⁾	8000	10000	800	800	200	200	10200	6800	37000
Noorden Barbierbeek	4966	3141	306	74	373	48	5024	3349	16975
Kanaal Gent Terneuzen ¹⁾	8228	10285	823	823	206	206	9000	6000	35570
Afleidingskanaal Leie ¹⁾	5056	6321	506	506	126	126	3600	2400	18641
IJzer-Blankvaart ¹⁾	45600	57000	4560	4560	1140	1140	21000	14000	149-
Handzamevaart ¹⁾	4432	5540	443	443	111	111	3600	2400	17079
Zeeschelde beneden	697	987	52	22	16	19	5179	3453	10373
Schijn	2586	4235	70	259	111	74	16979	11319	35563
Barbierbeek	1288	1210	97	26	33	5	1100	733	4395
Bovenvliet	420	708	2	95	1	9	2240	1493	4967

¹⁾ Alleen gegevens over totaal areaal beschikbaar; overige waarden geschat.

²⁾ Areaal verhard geschat op 60% van niet-landbouw areaal; areaal 'overige' op 40% van niet-landbouw areaal.

4.4 Kwel

De belasting van het binnenwater als gevolg van kwel is berekend op basis van het areaal per afwateringseenheid, de kwelintensiteit per afwateringseenheid en de gemiddelde samenstelling van het kwelwater.

De kwelintensiteit in een afwateringseenheid is afhankelijk van het niveauverschil tussen polderpeil en het peil van de Westerschelde of de Noordzee, de doorlatendheid van de tussenliggende bodemlagen en de afstand tot de Westerschelde of de Noordzee (Provincie Zeeland, 1992). De kwelintensiteit kan dus van gebied tot gebied zeer sterk verschillen. De Provincie Zeeland beschikt over het grondwaterstromingsmodel VERGWM (VERzadigd GrondWater Model). Met behulp van dit model zijn de gemiddelde kwelintensiteiten in afwateringseenheden in Nederland bepaald (tabel 4.4.1). Voor het Belgische deel van het studiegebied is aangenomen dat de (netto) kwel verwaarloosbaar klein is. Gezien de hogere ligging van het gebied (in vergelijking tot het Nederlandse deel van het studiegebied) is deze aanname te rechtvaardigen. Voor het Belgische deel van het studiegebied zijn momenteel echter geen gegevens over de kwelintensiteit beschikbaar om deze aanname te verifiëren.

Tabel 4.4.1 Oppervlak, kwelintensiteit en totaal kweldebiet afwateringseenheden Nederland.

Polder/Afwateringseenheid	oppervlak [ha]	kwel [mm/dag]	kwel [1000m ³ /jaar]
Ritthem/Zuidersluis	3.000	0.200	2.190
Quarles/Sloekreek	785	0.000	0
Borsele	3.795	0.020	277
Hellewout	3.715	0.100	1.356
Groenewege	1.025	0.200	748
Maelstede	6.140	0.150	3.362
Joh.Glerum/Kruiningen	1.850	0.400	2.701
Waarde	1.810	0.200	1.321
Bath	11.250	0.017	684
Hert.Hedwigepolder	300	0.000	0
Paal	8.373	0.000	0
Kruispolder	785	0.150	430
Walsoorden	785	0.200	573
Campen	7.020	0.200	5.125
Othene	20.238	0.067	4.949
West. Rijkswaterleiding	1.580	0.067	386
Braakman	24.781	0.025	2.105
Nol Zeven	6.660	0.000	0
Nummer Eén	4.170	0.050	763
Nieuwe Sluis	4.133	0.100	1509
Cadzand	13.699	0.020	1000

Tussen 1978 en 1984 heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) een landelijk meetnet voor de grondwaterkwaliteit ingericht. Zeven lokaties van dit meetnet maken onderdeel uit van het studiegebied van de Westerschelde (Biggekerke, Heinkenszand, Kapelle, Hansweert, Draaibrug, Heikant en Sluiskil). Op deze lokaties zijn op ongeveer 10, 15 en 25 meter beneden het maaiveld filters geplaatst, waarin de samenstelling van het grondwater wordt gemeten. De gemeten concentraties zijn ingedeeld in klassen en weergegeven in concentratiekaarten (RIVM, 1985).

In de berekeningen met WLM voor het Schelde-estuarium wordt per stof een gemiddelde concentratie voor het gehele studiegebied gehanteerd. Deze gebiedsgemiddelde concentraties zijn afgeleid uit concentratiekaarten van RIVM (RIVM, 1985). De concentraties van de voor WLM relevante (bemonsterde) stoffen staan vermeld in tabel 4.4.2.

Tabel 4.4.2: Samenstelling van het kwelwater

Stof	concentratie [g/m ³]	Stof	concentratie [g/m ³]
tot-N	12.2	BZV	12
Kj-N	12	Cl ⁻	3000
NH ₄ -N	10	Cd	0.0007
NO ₃ NO ₂	0.2	Cr	0.004
tot-P	6	Cu	0.006
o-PO ₄	5	Zn	0.02
* Van de overige stoffen zijn geen concentraties bekend en is 0. aangehouden.			

4.5 Atmosferische depositie

Door RIKZ zijn gegevens over de atmosferische depositie van het KMNI en RIVM vergeleken met de resultaten van een studie van TNO over de atmosferische op de Westerschelde (300 km²) (RIKZ, 1995). Op basis van deze vergelijking en combinatie van de informatie van KNMI/RIVM en TNO is door RIKZ de atmosferische depositie in de kustzone en het Schelde-estuarium geschat voor een aantal zware metalen, PAK's en bestrijdingsmiddelen. Deze informatie is verder aangevuld met een globale schatting van de atmosferische depositie voor de nutriënten; omdat de atmosferische depositie voor de nutriënten slechts in geringe mate bijdraagt aan de totale belasting van het Schelde-estuarium plus de kustzone volstond een globale schatting. In tabel 4.5.1 is de aangehouden atmosferische depositie voor de diverse parameters in de kustzone en het Schelde-estuarium opgenomen. In combinatie met het oppervlak van de 21 rekenvakken (14 voor het estuarium en 7 voor de kustzone) berekent WLM de totale atmosferische depositie per rekenvak. De bijdrage van de atmosferische depositie die afspoelt van het terrestrisch systeem is verwaarloosbaar klein geacht ten opzichte van de overige vormen van belasting, en dus niet in de berekeningen opgenomen.

Tabel 4.5.1 Atmosferische depositie op Schelde-estuarium en kustzone (in g/ha/jaar).

g/ha/jaar	estuarium	kustzone		estuarium	kustzone
totN	30000	20000	PCB52	$20.0 \cdot 10^{-5}$	$4.0 \cdot 10^{-5}$
totP	100	50	PCB153	$13.0 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$
Cd	1.50	0.75	Lindaan	1.50	1.50
Cr	3.00	1.50	Atrazine	3.00	1.00
Cu	12.50	6.25	Simazine	1.50	0.15
Zn	60.00	30.00	Diuron	3.00	0.12
Fla	1.00	1.00	Dichloorvos	0.03	0.015
BaP	1.00	1.00	Mevinfos	0.50	0.25

4.6 Scheepvaart

In het estuarium vindt zeer veel scheepvaart plaats. Hierdoor treden (in grote lijnen) drie vormen van belasting van het oppervlaktewater op. In de eerste plaats kunnen als gevolg van calamiteiten (zoals het morsen bij overslag) gedurende korte tijd zeer grote hoeveelheden materiaal in het oppervlaktewater terecht komen. Deze vorm van belasting is niet in de berekeningen met het Waste Load Model opgenomen, aangezien de opzet van het BOS niet is gericht op de modellering van calamiteiten. In de tweede plaats vindt belasting van het oppervlaktewater plaats met olie en uitlaatgassen. Ook deze vorm van belasting is niet in de berekeningen opgenomen, aangezien olie geen parameter is die in het systeem wordt beschouwd en de bijdrage van de uitlaatgassen impliciet in de atmosferische depositie is verdisconteerd.

Tenslotte komen stoffen vrij als gevolg van de uitloging van scheepshuiden. Deze vorm van belasting is wel in de berekeningen met WLM opgenomen.

Om scheepswanden te beschermen tegen de aangroei van epifyten worden ze behandeld met antifouling (zee- en recreatieschepen) of coating (binnenvaartschepen). De antifouling bevat koper en de coating fluorantheen en benzo(a)pyreen dat door als gevolg van uitloging in het oppervlaktewater terecht komt. Naast bovengenoemde biologische aantasting is de scheepshuid onderhevig aan chemische corrosie. Om dit tegen te gaan wordt aan de achterzijde van het schip een opofferingsanode aangebracht. Door corrosie van deze anodes komt zink en cadmium vrij.

Tabel 4.6.1 geeft de uitlogingswaarden voor zeevaart, binnenvaart en recreatievaart bij varen en stilliggen. Deze waarden zijn ontleend aan diverse bronnen en uitgedrukt in de eenheid kg/schip/jaar. Een gedetailleerde beschrijving van wijze waarop deze getallen zijn bepaald is opgenomen in Bijlage B en RIKZ (1995b). Om de totale emissie vanuit de scheepshuiden naar het oppervlaktewater te kunnen berekenen is tevens informatie vereist over het aantal schepen (van verschillende typen) dat de verschillende delen van het Schelde-estuarium aanwezig is. Deze gegevens zijn ontleend aan RWS(1992) en opgenomen in Tabel 4.6.2.

Tabel 4.6.1: Uitlogingswaarden voor verschillende scheepstypen.

Stof	Uitlogingswaarden [kg/schip/jaar]					
	zeevaart		binnenvaart		recreatievaart	
	stil-liggend	varend	stil-liggend	varend	stil-liggend	varend
Koper	46 [2]	204 [2]	0.	0.	0.114 [2]	0.500 [2]
Zink	8 [1]	8 [1]	4.8 [1]	4.8 [1]	0.64 [1]	0.64 [1]
Cadmium	$5.4 \cdot 10^{-3}$ [1]	$5.4 \cdot 10^{-3}$ [1]	$2.2 \cdot 10^{-3}$ [1]	$2.2 \cdot 10^{-3}$ [1]	$4.3 \cdot 10^{-4}$ [1]	$4.3 \cdot 10^{-4}$ [1]
BaP	0.	0.	0.47 [1]	0.47 [1]	$2.9 \cdot 10^{-4}$ [3]	$2.9 \cdot 10^{-4}$ [3]
Fla	0.	0.	1.2 [3]	1.2 [3]	$7.4 \cdot 10^{-4}$ [3]	$7.4 \cdot 10^{-4}$ [3]

Voor een toelichting van de berekeningsmethode [1], [2] en [3], zie Bijlage B en RIKZ, 1995b

Tabel 4.6.2: Aantal varende en stilliggende schepen dat per jaar per vak aanwezig is.

SAWES-Vak	Aantal "denkbeeldige" schepen per jaar					
	zeevaart		binnenvaart		recreatievaart	
	stilliggend	varend	stilliggend	varend	stilliggend	varend
5	23.01	0.86	4.00	0.48	0.	0.
6	0.	1.08	0.	0.63	0.	0.
7	0.	0.86	0.	0.52	0.	0.
8	0.	1.08	0.	0.63	95.0	0.
9	0.	1.28	0.12	0.82	47.5	0.
10	1.22	2.08	0.	1.50	0.	3.30
11	0.	1.95	0.	3.48	47.5	0.
12	0.	1.51	0.	2.61	47.5	0.0
13	7.43	3.42	1.08	3.98	142.5	4.94
14	4.92	5.22	7.22	2.24	570.	4.12
15	0.	2.22	0.	0.	0.	4.12
16	0.	2.22	0.	0.	0.	4.12
	-----	-----	-----	-----	-----	-----
totaal	36.68	23.78	12.42	16.89	950.	20.6

4.7 Bovenstroomse rand en kanalen

4.7.1 Rupelmonde

Het Schelde-water dat bij de bovenstroomse rand van Rupelmonde het estuarium binnenstroomt (gemiddeld 92 m³/s) is afkomstig van de hydrografische bekkens van de Boven-Schelde, Leie, Dender, Zenne, Dijle, Demer en (Grote en Kleine) Nete. In tabel 4.7.1 is per bekken het oppervlak weergegeven en in Tabel 4.7.2 het aantal inwoners (ISG, 1993a en b).

Tabel 4.7.1 Oppervlaktes per gewest voor de hydrografische bekkens binnen het stroomgebied van de Schelde.

Hydrogr. bekkens	Oppervlakte per gewest in km2.			
	Frankrijk	Wallonie	Vlaanderen	Brussel
Boven-(Zee)Schelde	3.965	1.543	580	
Dender	-	677	709	
Zenne	-	574	435	162
Dijle	-	615	650	
Demer	-	395	1.793	
Nete (Gr + Kl)	-	-	1.560	
totaal	3.965	3.804	5.727	162
percentage (%)	29.0	27.9	41.9	1.2

Tabel 4.7.2 Inwoners per gewest voor de hydrografische bekkens binnen het stroomgebied van de Schelde.

Hydrogr. bekkens	Aantal inwoners per gewest.			
	Frankrijk	Wallonie	Vlaanderen	Brussel
Boven-(Zee)Schelde	1199016	517677	664500	-
Dender	-	106966	337000	-
Zenne	-	185402	327000	1000000
Dijle	-	165435	337000	-
Demer	-	106255	606400	-
Nete (Gr + Kl)	-	-	534000	-
totaal	1199016	1081735	2805900	1000000
percentage (%)	19.7	17.8	46.1	16.4

In het Rapport Stofstromen naar de Noordzee (BMM, 1995) is voor een groot aantal stoffen de Belgische emissie naar het oppervlaktewater vermeld. De totale emissie is verdeeld over de verschillende gewesten (Wallonië, Brussel en Vlaanderen) en daarna per gewest over verschillende lozingscategorieën (industrie, huishoudens en landbouw).

Uit gegevens van de jaren 1985, 1990 en 1995 (geschatte waarden) is voor WLM per gewest en per lozingscategorie de procentuele bijdrage aan de totale Belgische emissie berekend (RIKZ, 1996). De Franse bijdrage aan de belasting is geschat op basis van de verhoudingen in areaal landbouwgrond en het aantal inwoners, waarbij per stof de belangrijkste bron in ogenschouw is genomen.

In Bijlage D is per stof de procentuele bijdrage van de verschillende lozingscategorieën opgegeven voor Rupelmonde.

4.7.2 Kanaal Gent-Terneuzen

Eén van de kanalen die uitmondt in het Schelde-estuarium is het Kanaal Gent-Terneuzen. De belasting van het estuarium wordt berekend op basis van de meetgegevens in de SAWES-database over de samenstelling en hoeveelheid water die vanuit het Kanaal Gent-Terneuzen naar het Schelde-estuarium wordt afgevoerd. De belasting van het estuarium vanuit dit kanaal is afkomstig van verschillende belastingsbronnen, namelijk de instroming bij Tolhuisbrug, de directe (industriële) lozingen op het kanaal en de lozingen vanuit industrie, huishoudens en landbouw in de polders afwaterend op het Kanaal Gent-Terneuzen.

Voor de berekeningen met WLM is de procentuele bijdrage van iedere belastingsbron aan de totale belasting vanuit het Kanaal Gent-Terneuzen op het Schelde-estuarium bepaald. In bijlage D zijn de berekende bijdragen van de onderscheiden bronnen opgenomen. Om deze procentuele bijdrage per belastingsbron te berekenen zijn gegevens gebruikt van de jaren 1991 en 1992.

Tolhuisbrug

Via een stuw bij Tolhuisbrug (in 1993 is een tweede stuw bij Evergem in gebruik genomen) wordt het kanaal met Leie- en Scheldewater. Het debiet van het instromende water is gemiddeld 20,5 m³ per seconde. Aan de hand van dit debiet en gemiddelde jaarlijkse concentraties is door Grontmij (Grontmij, 1991) voor een groot aantal stoffen de jaarvracht in de waterfase berekend. In hetzelfde rapport wordt uitgegaan van een jaarlijkse slibbelasting bij Tolhuisbrug van 20.000 ton per jaar. Uit het produkt van de jaarlijkse slibbelasting en gehalten verontreinigingen aan het slib, is de jaarlijkse belasting via slib berekend. De in het rapport van de Grontmij ontbrekende concentraties en slibgebonden gehalten zijn aangevuld met waarden uit het IHE-rapport.

De stoffen die via Tolhuisstuw in het kanaalwater terecht komen, zijn afkomstig van huishoudens, industrie en landbouw in de hydrografische bekkens van de rivieren Schelde en Leie. Door het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu (BMM, 1995) is voor een groot aantal stoffen onderzoek gedaan naar emissiebronnen voor het oppervlaktewater in België. Van deze gegevens is gebruik gemaakt voor de procentuele verdeling van de jaarvrachten huishoudens, industrie en landbouw bij Tolhuisbrug.

Industrie

Langs het kanaal zijn een groot aantal bedrijven gelegen die hun afvalwater (al dan niet na zuivering) lozen op het kanaal. Uit gegevens van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) zijn per stof de totaalvrachten in industrieel afvalwater berekend voor het Belgische deel van het kanaal (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1992). De gegevens van lozingen van bedrijven in Nederland zijn afkomstig van Rijkswaterstaat RIZA (Grontmij, 1991).

Naast bedrijven die rechtstreeks op het Kanaal Gent-Terneuzen lozen, is tevens rekening gehouden met de bedrijven die op het polderwater lozen en de bedrijven die hun afvalwater afvoeren naar een (communale) RWZI.

Huishoudens

Er komt alleen Belgisch huishoudelijk afvalwater in het kanaal Gent-Terneuzen terecht, afkomstig van mensen uit het AWP II gebied, kanaal Gent-Terneuzen (VMM, 1991). In dit gebied zijn in 1990 193.300 mensen woonachtig. Van 67.650 mensen ($\pm 35\%$) wordt het afvalwater gezuiverd in de rwzi's van St.-Niklaas, Lokeren, Sinaai en Zelzate.

Landbouw

De bijdrage van landbouw aan de belasting van het Kanaal Gent-Terneuzen is afkomstig uit het afwaterend gebied (AWP-II gebied 12; Kanaal Gent-Terneuzen). Voor dit gebied is deze belasting vanuit de landbouwgronden op dezelfde wijze berekend als voor de andere afwateringseenheden in het totale studiegebied (zie paragraaf 4.3).

4.7.3 Spuikanaal Bath

Via het Spuikanaal Bath wordt water vanuit het Volkerak-Zoommeer aangevoerd naar het Schelde-estuarium. Voor dit water is een vergelijkbare opsplitsing in herkomst opgesteld als voor het kanaal Gent-Terneuzen en Rupelmonde (RIKZ, 1996). In Bijlage D zijn de resultaten samengevat. Deze gegevens konden niet meer in de opzet van het BOS-Westerschelde worden opgenomen aangezien ze pas recent beschikbaar zijn gekomen.

5 Zuivering van afvalwater

5.1 Rioolwaterzuiveringsinrichtingen

Voor de berekening van het effluent van een rioolwaterzuiveringsinrichting (RWZI) gebruikt WLM gegevens ten aanzien van de hoeveelheid influent, de capaciteit van de RWZI en de zuiveringsmethode die wordt gebruikt.

De hoeveelheid influent (uitgedrukt in de vracht van de verschillende stoffen die in de berekening zijn opgenomen) wordt bepaald op basis van de gegevens over het aantal aangesloten huishoudens en de industriële belasting van het rioolstelsel. De capaciteit van de RWZI kan betrekking hebben op de hoeveelheid water die maximaal kan worden verwerkt en/of op het aantal inwoner equivalenten. In de toepassing van WLM voor het Schelde-estuarium wordt gebruik gemaakt van de gegevens over de capaciteit, uitgedrukt in het aantal inwoner equivalenten. Tabel 5.1.1 geeft voor de onderscheiden RWZI's in Nederland en België de capaciteiten.

Zolang de hoeveelheid influent de capaciteit van de RWZI niet overschrijdt, wordt in de berekening verondersteld dat de optimale zuiveringsefficiency behaald wordt, behorende bij de toegepaste zuiveringsmethode van de betreffende RWZI. In tabel 5.1.2 zijn de (optimale) zuiveringsefficiencies van een aantal verschillende zuiveringsmethodes opgenomen. Indien de hoeveelheid influent de capaciteit van de RWZI wél overschrijdt, wordt verondersteld dat overtallige influent via een by-pass wordt geleid en ongezuiverd aan het effluent van de RWZI wordt toegevoegd. Hierdoor zal de gemiddelde efficiency van de RWZI lager zijn dan de optimale efficiency.

Tabel 5.1.2 Optimale zuiveringsefficiencies (in procenten) voor verschillende stoffen van verschillende zuiveringsmethodes.

	BZV	tot-N	Kj-N	NO ₃	tot-P	Cd	Cu	BaP	diuron
voorbezinktank	35	30	15	10	25	50	60	90	20
oxidatiesloot	95	50	80	20	50	60	70	95	40
oxidatie bed	95	45	75	20	45	60	70	95	40
actief slib	90	50	90	20	65	60	70	95	40
fosfaatverwijdering	95	50	90	20	85	60	70	95	40
denitrificatie	95	80	90	50	85	60	70	95	40

Tabel 5.1.1 Capaciteit en zuiveringsmethode van RWZI's in Nederland en België

RWZI		Capaciteit (i.e.)			Capaciteit (i.e.)
Nieuwpoort	act.slib	50000	Sinaai	act.slib	2500
Adinkerke	act.slib	2000	St. Niklaas	act.slib	80000
Koksijde-Wulpen	act.slib	24000	Zwalm	act.slib	25000
Ieper	act.slib	27500	Hamme	act.slib	15000
Diksmuide-Woumen	act.slib	23000	Mechelen-Noord	act.slib	60000
Langerak	act.slib	4000	Duffel	act.slib	25000
Lo	act.slib	1000	Waarloos	act.slib	8760
Westouter	act.slib	1000	Walem	act.slib	2000
Zonnebeke	act.slib	1000	Edelgem "Edegemsbeek"	act.slib	46500
Poperinge	act.slib	10000	Hove "Bautersembeek"	act.slib	41000
Harelbeke	act.slib	150000	Boechout "Koude beek"	act.slib	48000
Staden	act.slib	1500	Wilrijk "Struisbeek"	act.slib	150000
Oostende	act.slib	650750	St. Amand	act.slib	8000
Jabbeke	act.slib	1582	Burcht-Zwijndrecht	act.slib	22000
Zedelgem	act.slib	2500	Antwerpen Zuid	act.slib	100000
Heist	act.slib	102000	Bornem	act.slib	16000
Brugge	act.slib	375000	Brasschaat	act.slib	25000
Knokke	act.slib	70000	Deurne Schijnpoort	act.slib	325000
Gent-Osmeersen	act.slib	175000	Merksem "Ijskelder"	act.slib	125000
Zelzate	act.slib	20000	Antwerpen Noord	act.slib	100000
St. Martens "Meersl"	act.slib	800	Schoten	act.slib	35000
St. Martens "Scheid"	act.slib	1000	Schilde Zwanebeek	act.slib	18000
Aalter	act.slib	43000	Essen	act.slib	11000
Dendermonde	act.slib	90000	Brecht	act.slib	50000
Aalst "Spuimeersen"	act.slib	80000	Wuustwezel	act.slib	5000
Ninove "Nederwijk"	act.slib	25000	Zemst	act.slib	1000
Lede "Kleine Kouter"	act.slib	1500	Lot	act.slib	5500
Geraadsbergen	act.slib	6000	Halle-Windmoleke	act.slib	6000
Laarne	act.slib	12000	Lembeek	act.slib	500
Zeie "Havermaet"	act.slib	50000	Vlezenbeek	act.slib	200
Berlare "Sluis"	act.slib	20000	Negenmanneke	act.slib	450
Lokeren "Leebeek"	act.slib	15000	Lanaken	act.slib	700
Bath	actief slib				405000
Breskens	actief slib				23500
De Drie Ambachten/Terneuzen	actief slib				95000
Groede	actief slib				10800
Hulst	actief slib				30500
Kloosterzande	actief slib				9800
Oostburg	actief slib				15500
Retranchement	actief slib				41000
Ritthem	actief slib				155000
Waarde	fosfaat verwijdering				34500
Willem Annapolder	oxidatie bed				93500

5.2 Rioolwateroverstorten

Voor het Nederlandse deel van het studiegebied is verondersteld dat 2% van de belasting van het rioolstelsel via overstorten in het binnenwater terecht komt en 98% in de RWZI's wordt behandeld.

Voor België is aangenomen dat de overstorten in de AWP2-gebieden in de omgeving van Antwerpen rechtstreeks op de Zeeschelde lozen en de overstorten in West-Vlaanderen op het binnenwater lozen. Aangenomen is dat al het huishoudelijk en industrieel afvalwater dat wel op het rioolstelsel wordt geloosd maar niet in een RWZI wordt behandeld, via een overstort wordt geloosd.

De afbraak van stoffen in het rioleringstelsel en in de overstorten is verwaarloosbaar klein geacht. Zuivering treedt wel op in de zuiveringsinrichtingen (paragraaf 5.1) en in het binnenwater (paragraaf 5.4).

5.3 Septic tanks

Zowel in Nederland als in België zijn niet alle huishoudens aangesloten op de riolering. Verondersteld is dat deze huishoudens beschikken over een septic tank, waarvan het effluent overstort op het binnenwater.

Voor Nederland is het aantal huishoudens dat niet is aangesloten op de riolering en beschikt over een septic tank verwaarloosbaar klein geacht (hoewel dit mogelijk met name voor de verspreide bebouwing in Zeeuws Vlaanderen mogelijk niet juist is).

Voor België is de aanname dat alle huishoudens die niet zijn aangesloten op riolering beschikken over een septic tanks waarschijnlijk een overschatting. Daardoor wordt de bijdrage van de belasting van het binnenwater waarschijnlijk onderschat. Er ontbreken echter vooralsnog gegevens over het al dan niet aanwezig zijn van septic tanks in België.

Het zuiveringsrendement van septic tanks is voor de onderscheiden stoffen in Tabel 5.3.1 weergegeven. Het rendement kan niet door maatregelen worden beïnvloed.

Tabel 5.3.1: Zuiveringsrendement van septic tanks

Stof	rendement (%)	Stof	rendement (%)
tot-N	15.	BZV	25.
Kj-N	25.	Cl ⁻	0.
NH ₄ -N	0.	Cd	0.
NO ₃ NO ₂	10.	Cr	0.
tot-P	15.	Cu	0.
o-PO ₄	0.	Zn	0.
* Van de overige stoffen is een rendement van 0% aangehouden.			

5.4 Binnenwater

Naast het oppervlaktewater van het Schelde-estuarium en de kustzone zelf, zijn er ook binnen de afwateringseenheden oppervlaktewatersystemen aanwezig. Kreeken, wielen, sloten, watergangen en stadswater zijn hiervan enkele voorbeelden. In het binnenwater treden een aantal processen op die leiden tot (natuurlijke) retentie, namelijk o.a. afbraak, vervluchtiging en sedimentatie. De uiteindelijke hoeveelheid afvalstoffen die in het Schelde-estuarium en de kustzone terecht komt is dus kleiner dan de hoeveelheid die op het binnenwater wordt geloosd.

Retentiewaarden kunnen per afwateringseenheid sterk verschillen. Deze verschillen worden in eerste instantie veroorzaakt door verschillen in hydrologische factoren als diepte, volume en stroomsnelheid. Deze factoren zijn ook weer van invloed op processen (sedimentatie, algenontwikkeling) die in het water afspeelen. Tabel 5.4.1 bevat een overzicht van de processen die de retentie kunnen beïnvloeden.

In het Waste Load Model voor de Westerschelde wordt de natuurlijke retentie berekend per afwateringseenheid op basis van een eerste orde afbraak formulering. De retentie coëfficiënten zijn ontleend aan berekeningen met de Districtswater module DIWAMO van WL (WL, 1990). In deze module is aan de hand van gegevens over immissies en emissies van binnenwater, verblijftijden, stroomsnelheden en (waterkwaliteits)processen de natuurlijk retentie in districtswater (binnenwater) berekend voor de PAWN-districten in Nederland.

Op basis van de resultaten van de berekeningen met DIWAMO voor Nederland zijn de retentiecoëfficiënten in het districtswater bepaald voor systemen met verschillende verblijftijden. Tabel 5.4.2 geeft de retentiecoëfficiënten voor de verschillende systemen.

De afwateringseenheden zijn geïnclassificeerd naar de (geschatte) relatieve gemiddelde verblijftijd (Tabel 5.4.3). In de berekeningen met het Waste Load Model zijn op bovenbeschreven wijze dus voor elke afwateringseenheid retentiecoëfficiënten gehanteerd die representatief worden geacht voor het betreffende systeem.

Tabel 5.4.1: Processen in het binnenwater (naar: WL,1990 en WL, 1994c).

Parameter	1	2	3	4	5	6	7	8	9
BZV		#				#	#		
DOC							#		
POC		#				#	#		
Cl									
N-tot		#	#	#	#	#	#		
N-Kj		#	#	#	#	#	#		
NH ₄ -N			#	#	#	#	#		
NO ₃ NO ₂ -N			#	#		#	#		
PO ₄ -P	#	#				#	#		
P-tot	#	#				#	#		
H ₄ SiO ₄						#	#		
Zware metalen	#	#							
Organische micro's	#	#						#	#
Lindaan								#	#
Mevinfos								#	#
Dichloorvos								#	#
Simazine									
Atrazine									

Aan zwevend stof (incl. DOC en POC) in het binnenwater adsorberen (1) opgelost fosfaat, zware metalen en organische microverontreinigingen. Zwevend stof met eraan geadsorbeerde bestanddelen en organisch materiaal kan door de lage stroomsnelheden van het binnenwater sedimenteren (2). In het oppervlaktewater treedt verder ammonificatie (3), nitrificatie (4), denitrificatie(5) en mineralisatie(7) op. Nutriënten worden door algen en waterplanten opgenomen (6). Door vervluchtiging(8) verdwijnen organische microverontreinigingen en dichloorvos naar de atmosfeer. Als de afbraakprodukten niet uitsluitend organisch zijn, spreekt men in plaats van mineralisatie, van fotolyse en hydrolyse (9).

Tabel 5.4.2 Retentiecoëfficiënten in binnenwater voor systemen met verschillende verblijftijden.

	extra lang	lang	gemiddeld/ lang	gemiddeld	kort	minimaal
BZV	80	70	60	50	30	0
DOC	30	20	20	10	0	0
POC	80	55	30	20	10	0
Cl	0	0	0	0	0	0
tot-N	60	55	50	40	30	0
Kj-N	60	55	50	40	30	0
NH4-N	75	65	60	50	40	0
NO3NO2	0	0	0	0	0	0
tot-P	70	60	50	40	30	0
PO4-P	70	60	50	40	30	0
Si	30	30	30	20	10	0
Cd	16	14	12	10	8	0
Cr	16	14	12	10	8	0
Cu	16	14	12	10	8	0
Zn	16	14	12	10	8	0
BaP	55	45	30	20	10	0
Fla	55	45	30	20	10	0
PCB52	90	80	60	40	20	0
PCB153	90	80	60	40	20	0
Lindaan	40	30	20	10	0	0
Atrazine	0	0	0	0	0	0
Simazine	0	0	0	0	0	0
Mevinfos	50	45	40	30	20	0
Dichlvos	95	95	95	90	80	0
Diuron	40	30	20	10	0	0

Tabel 5.4.3 Classificatie van afwateringseenheden naar gemiddelde verblijftijd ten behoeve van de berekening retentie in het binnenwater.

Afwateringseenheid	relatieve ver- blijftijd	Afwateringseenheid	relatieve ver- blijftijd
1. Ritthem	gemiddeld	14. Campen	lang
2. Quarles/Sloekreek	minimaal	15. Othene	lang
3. Borsele	gemiddeld/lang	16. West. Rijkswaterleiding	gemiddeld
4. Hellewout	gemiddeld	17. Braakman	lang
5. Groenewege	kort	18. Nol Zeven	lang
6. Maelstede	gemiddeld/lang	19. Nummer Een	lang
7. Johan Glerum	gemiddeld	20. Nieuwe Sluis	gemiddeld
8. Waarde	kort	21. Cadzand	lang
9. Bath	lang	22. Polders België vak 1	gemiddeld
10. Hedwigepolder	minimaal	23. Polders België vak 3	gemiddeld
11. Paal	lang	24. Polders België vak 5	gemiddeld
12. Kruispolder	kort	25. Polders België vak 17	gemiddeld
13. Walsoorden	kort	26. Polders België vak 18	gemiddeld

6 Resultaten

6.1 Vergelijking modelresultaten met meetgegevens

De resultaten van de berekeningen met het Waste Load Model zijn vergeleken met de beschikbare meetgegevens in de SAWES-database. Voor een aantal bronnen gaat WLM uit van de SAWES-database en komen de resultaten van WLM dus exact overeen met de SAWES-database. Dit geldt voor de directe Nederlandse industriële lozingen op het Schelde-estuarium, de belasting vanuit kanalen (Spuikanaal Bath, Kanaal Gent Terneuzen, Kanaal door Walcheren en Kanaal door Beveland) en de bovenstroomse rand bij Rupelmonde. Voor deze bronnen kunnen de berekeningen met WLM dus niet worden gecalibreerd.

Poldergemalen

Het effluent van poldergemalen (zowel in Nederland als in België) berekent WLM op basis van een uitgebreide inventarisatie van het bodemgebruik, het aantal bewoners en de industriële activiteiten in de achterliggende polders. In de berekening is eveneens de bijdrage van kwel en natuurlijke zuivering in het polderwater opgenomen.

De gegevens in de SAWES-database zijn voor wat betreft de Nederlandse poldergemalen gebaseerd op meetgegevens. Voor de Belgische poldergemalen zijn in de SAWES-database zeer globale schattingen opgenomen. De Nederlandse polders bieden dus de beste basis voor de calibratie van de berekening van de polderbelasting binnen het Waste Load Model.

Uit de analyse van de jaarvrachten bij de verschillende gemalen blijkt dat met de WLM-berekeningen de vrachten uit de SAWES-database redelijk goed worden gereproduceerd. Voor de nutriënten en BZV (Figuur 6.1a) komen de resultaten van WLM zeer goed overeen met de meetgegevens uit de SAWES-database. Afwijkingen tussen de gemeten waarden in de SAWES-database en de berekeningsresultaten zijn voor de nutriënten en BZV waarschijnlijk volledig terug te voeren op de schematisatie. Zo blijkt dat voor Uitwateringssluis Braakmankreek dat de door WLM berekende vrachten voor alle nutriënten en BZV sterk afwijkt van de gegevens uit de SAWES-database. Mogelijk zijn in de SAWES-database niet alle uitwateringssluizen in de Braakmankreek opgenomen aangezien het effluentdebiet van deze sluis zeer laag is in vergelijking tot het areaal dat in WLM wordt gehanteerd. Het verdient uiteraard de aanbeveling om deze aspecten in de toekomst in detail te verifiëren.

Voor de metalen bestaan bij de poldergemalen niet onaanzienlijke verschillen tussen de WLM-resultaten en de SAWES-database (Figuur 6.1b); de met WLM berekende waarden liggen systematisch onder de gegevens uit de SAWES-database. Onduidelijk is nog of deze verschillen het gevolg zijn van het feit dat niet alle bronnen voor de zware metalen voldoende nauwkeurig konden worden geïnventariseerd (zoals ongerioleerde industriële lozingen) of door het feit dat de beschikbare meetgegevens niet nauwkeurig genoeg zijn. Voor een aantal gemalen waren namelijk geen meetgegevens beschikbaar en zijn de concentraties zware metalen van andere gemalen gebruikt. Hierdoor kunnen uiteraard onnauwkeurigheden ontstaan. Bovendien moet worden opgemerkt dat in enkele gevallen concentraties onder de (relatief hoge) detectielimiet zijn bepaald. In de SAWES-database is in die gevallen de detectielimiet opgenomen en niet een waarde onder de detectielimiet (bijvoorbeeld 50% van de detectielimiet). Hierdoor bevat de SAWES-database waarschijnlijk een overschatting van de belasting van het Schelde-

estuarium met metalen vanuit de polders in Nederland. De resultaten van de berekening met WLM geven waarschijnlijk een meer realistisch beeld van de belasting van het Schelde-estuarium met zware metalen dat de gegevens uit de SAWES-database.

Ten aanzien van de organische micro's (PAK's, PCB, pesticiden) zijn slechts een gering aantal meetgegevens beschikbaar in de SAWES-database over de jaarvrachten bij de poldergemalen. Bovendien zijn momenteel nog slechts globale schattingen voor handen van het gebruik van deze stoffen. Het blijkt evenwel dat de resultaten van de berekeningen met WLM voor deze stoffen qua orde grootte redelijk overeenkomen met de gegevens uit de SAWES-database (Figuur 6.1b). Het verdient evenwel sterk aanbeveling om meer gegevens te verzamelen over het gebruik van deze stoffen in de poldergebieden (niet alleen in de landbouw maar ook de bijdrage van andere bronnen). Daarnaast dienen aanvullende meetgegevens te worden opgenomen in de SAWES-database ten aanzien van de polderwatersamenstelling. Mogelijk zijn dergelijke gegevens reeds bij de waterschappen beschikbaar.

Zuiveringsinstallaties

Het effluent van RWZI's berekent WLM op basis van de belasting met industrieel en huishoudelijk afvalwater en de capaciteit en efficiency van de zuiveringsrichting. Voor de meeste installaties waarvoor effluent gegevens beschikbaar zijn in de SAWES-database, komen de berekende en gemeten effluent vrachten redelijk overeen (Figuur 6.1c). Voor de zuiveringsinstallatie in Terneuzen (De Drie Ambachten, DDA) liggen de berekende waarden echter duidelijk lager dan de meetgegevens. Blijkbaar zijn meer huishoudens en/of industrieën aangesloten op deze zuiveringsinstallatie dan momenteel in de invoer van de berekeningen is aangenomen.

Scheepvaart en atmosferische depositie

De resultaten van WLM voor de emissie vanuit de scheepvaart zijn aanvullend op de gegevens in de SAWES-database. De berekening van de atmosferische depositie is gebaseerd op dezelfde gegevens als de informatie in de SAWES-database. Deze twee gebruiksfuncties kunnen derhalve niet nader worden gecombineerd.

6.2 Bijdrage verschillende bronnen aan belasting

In Figuur 6.2a t/m 6.2c is de bijdrage in de produktie vanuit de verschillende bronnen (gebruiksfuncties) aan de totale belasting op het Schelde-estuarium weergegeven, alsmede de zuivering in de onderscheiden zuiveringsmogelijkheden.

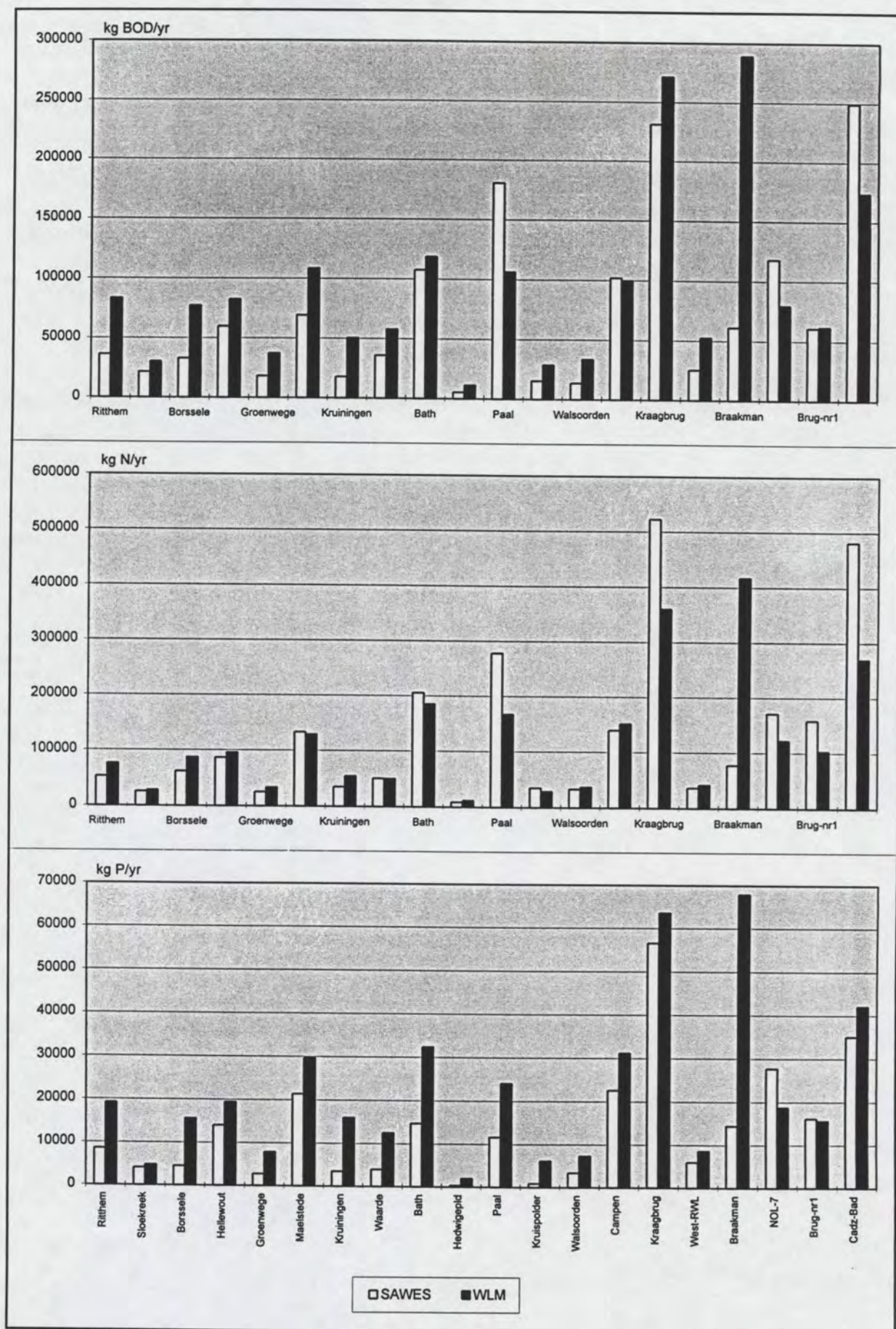
In de produktie is in de figuren onderscheid gemaakt naar de onderscheiden gebruiksfuncties, namelijk de bijdrage van huishoudens (DOMESTIC), directe industriële lozingen op het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium (INDSAWES), kleinere industriële bedrijven die lozen op het rioolstelsel in Nederland (INDUS_NL), industrie in België (INDUS_B), landbouw (LANDBOUW), kwel van grondwater (SEEPAGE), atmosferische depositie op het Schelde-estuarium plus de kustzone (ATMODEPO), scheepvaart (SCHEPEN) en zijdelingse toestroming vanuit de kanalen (KANALEN).

De totale produktie van een bepaalde stof is (per definitie) gelijk aan de som van de zuivering in zuiveringsinstallaties (WWTP), overstorten (SPILS), septic tanks (SEPTIC) en polderwater (AFWEENH), plus de het deel dat uiteindelijk op het Schelde-estuarium plus de kustzone wordt geloosd (UNTREATED).

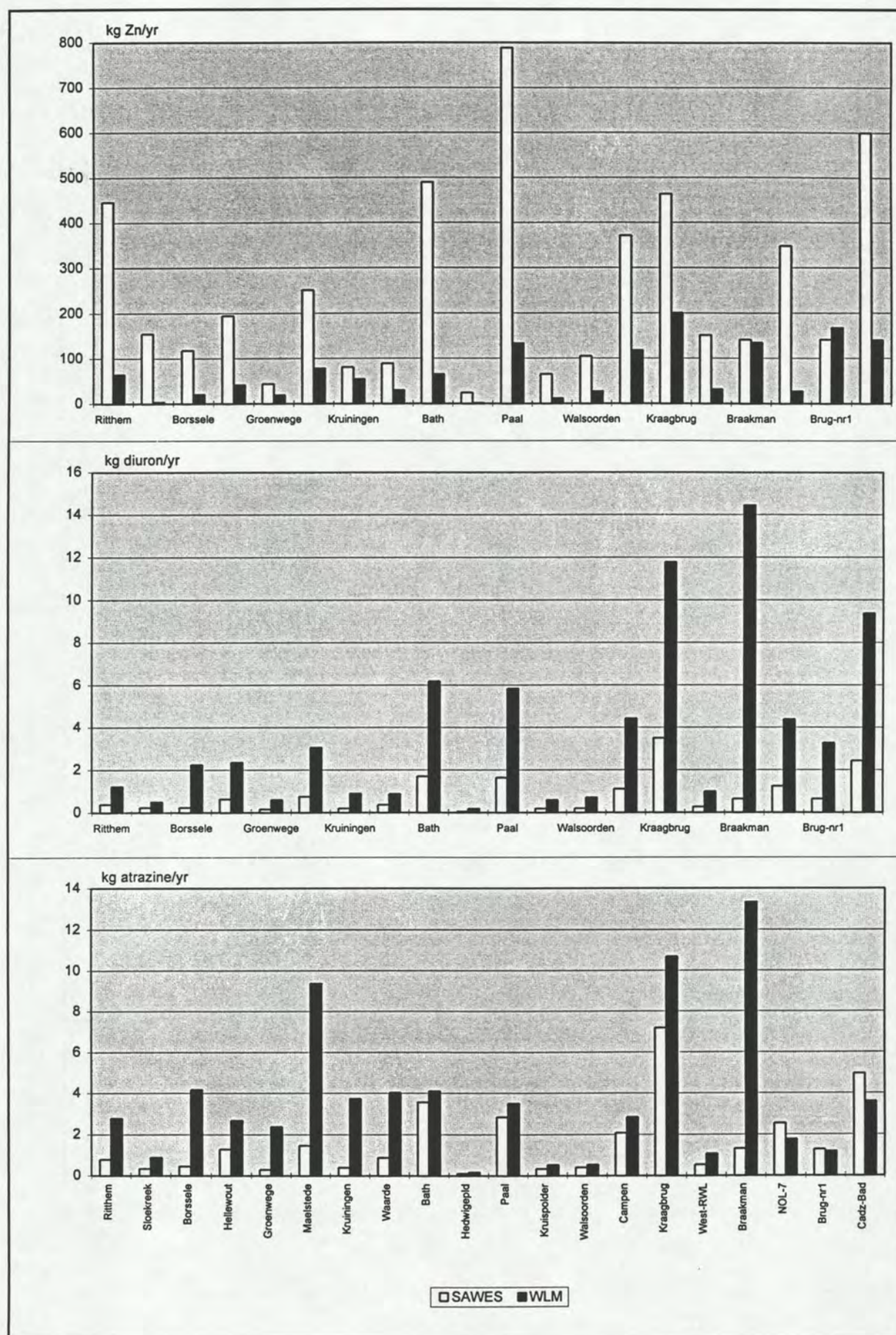
Uit figuur 6.2a blijkt dat de totale hoeveelheid geproduceerde BZV in het studiegebied voor ongeveer 50% afkomstig is van huishoudens, terwijl ook de landbouw een niet onaanzienlijke bijdrage levert. Voor stikstof is de bijdrage van de kanalen relatief belangrijker dan voor BZV, en zelfs circa tweemaal zo groot als de bijdrage van de huishoudens.

De geproduceerde hoeveelheid BZV wordt voor meer dan de helft gezuiverd voor het in het Schelde-estuarium terecht komt, hoofdzakelijk in zuiveringsinstallaties en het polderwater. De bijdrage van septic tanks is zeer gering.

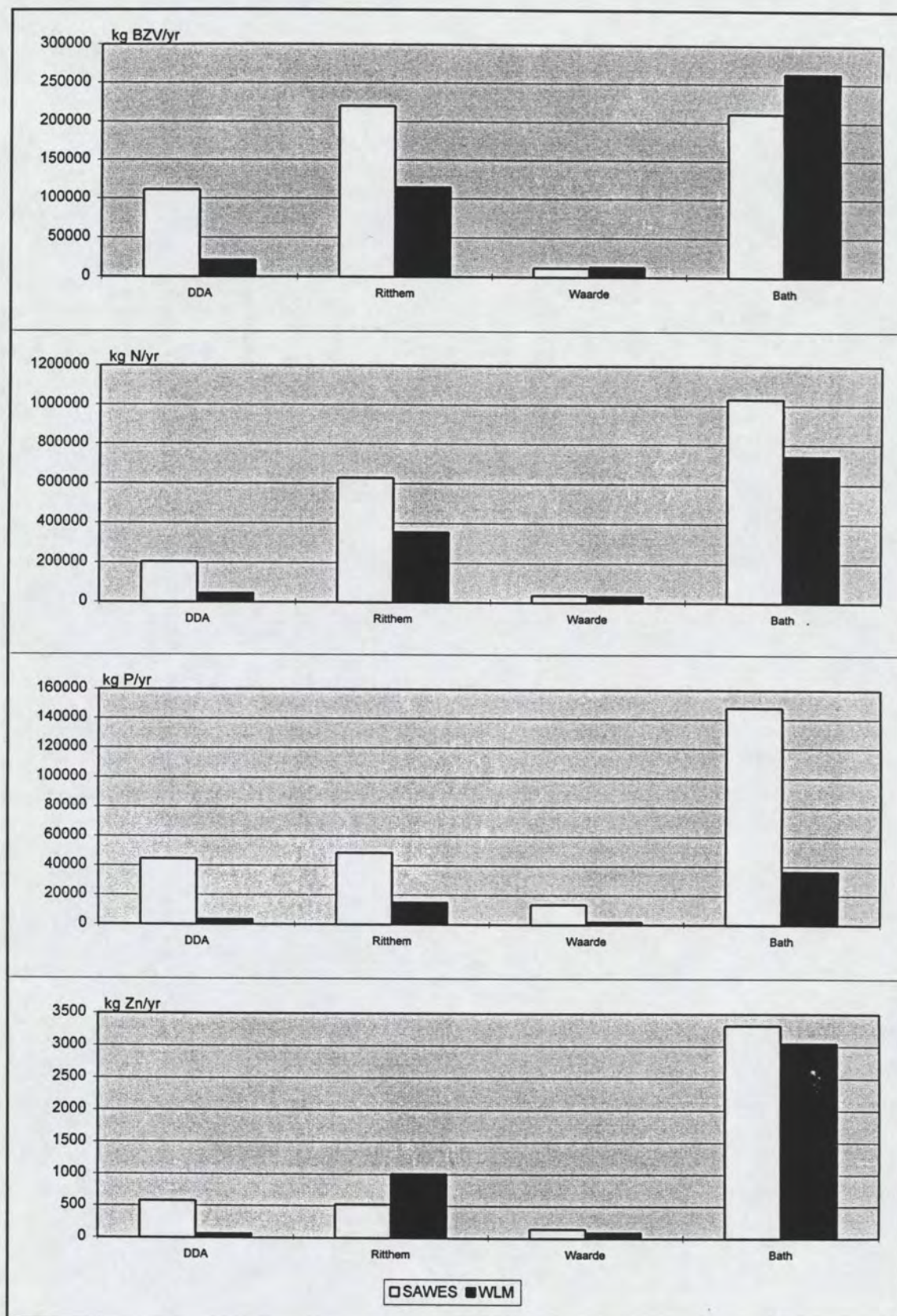
Op vergelijkbare wijze kan de (berekende) bijdrage van de verschillende bronnen en zuiveringsmethodes van de overige stoffen worden geanalyseerd op basis van Figuur 6.2. Op basis van deze analyses kunnen eventuele maatregelen voor de reductie van de emissie naar het Schelde-estuarium worden opgesteld of bijgesteld. Belangrijk is evenwel ook dat deze analyses eventueel tot aanpassing (verbetering) van de gehanteerde invoergegevens van de berekening kan leiden. Suggesties voor dergelijke aanpassingen zullen door de regionale waterbeheerders kunnen worden opgesteld, en waar mogelijk onderbouwd met gegevens uit het betreffende beheersgebied.



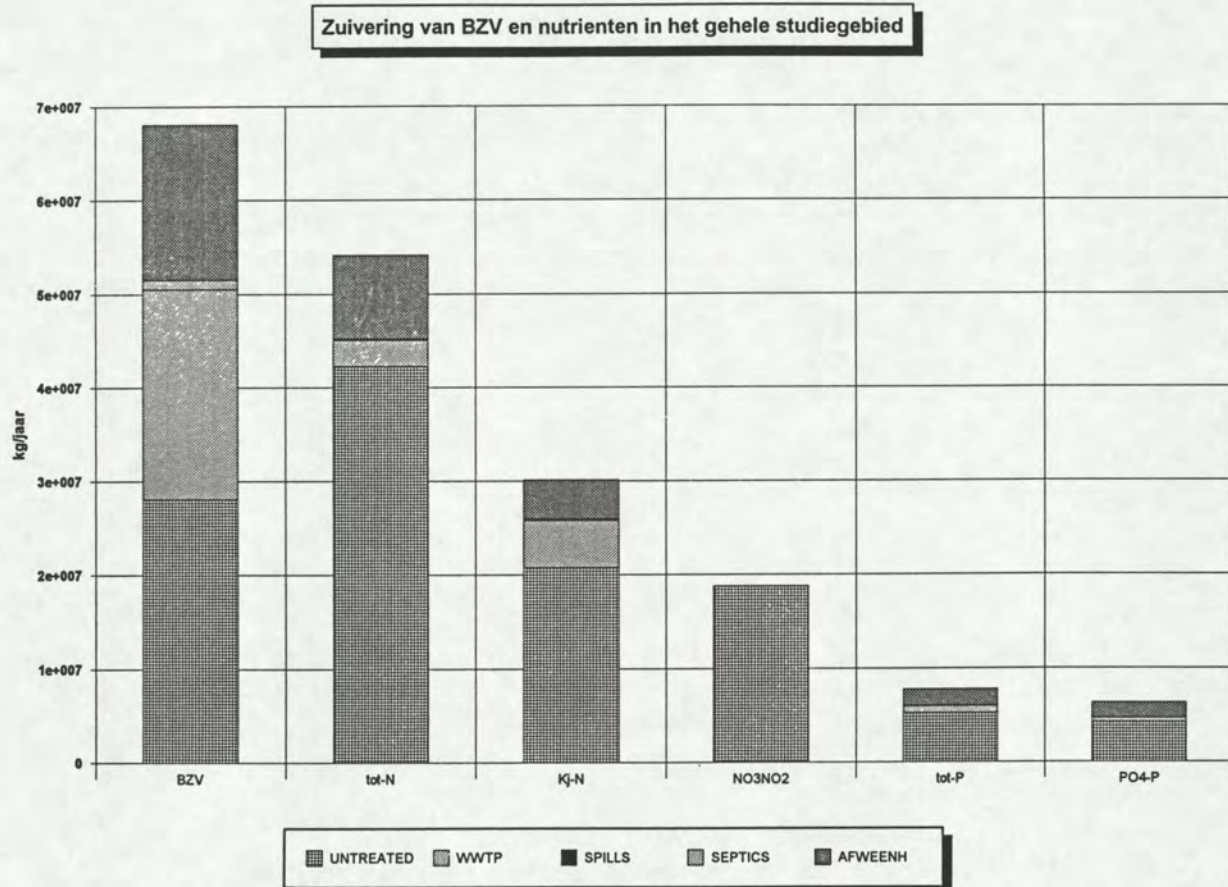
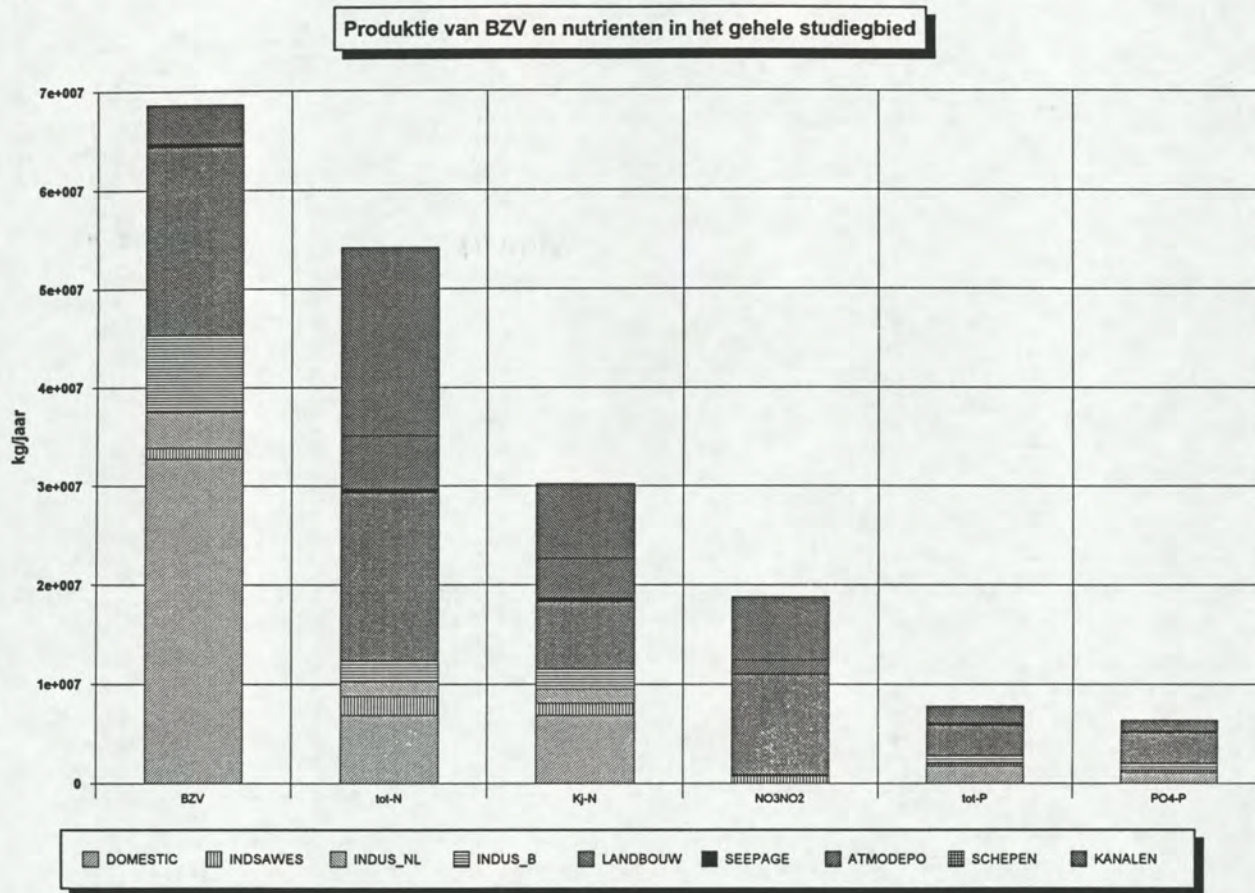
Figuur 6.1a Vergelijking van de berekende (WLM) en gemeten (SAWES) jaarvrachten vanuit de gemalen in Nederland op het Schelde-estuarium voor BOD, stikstof en fosfaat.



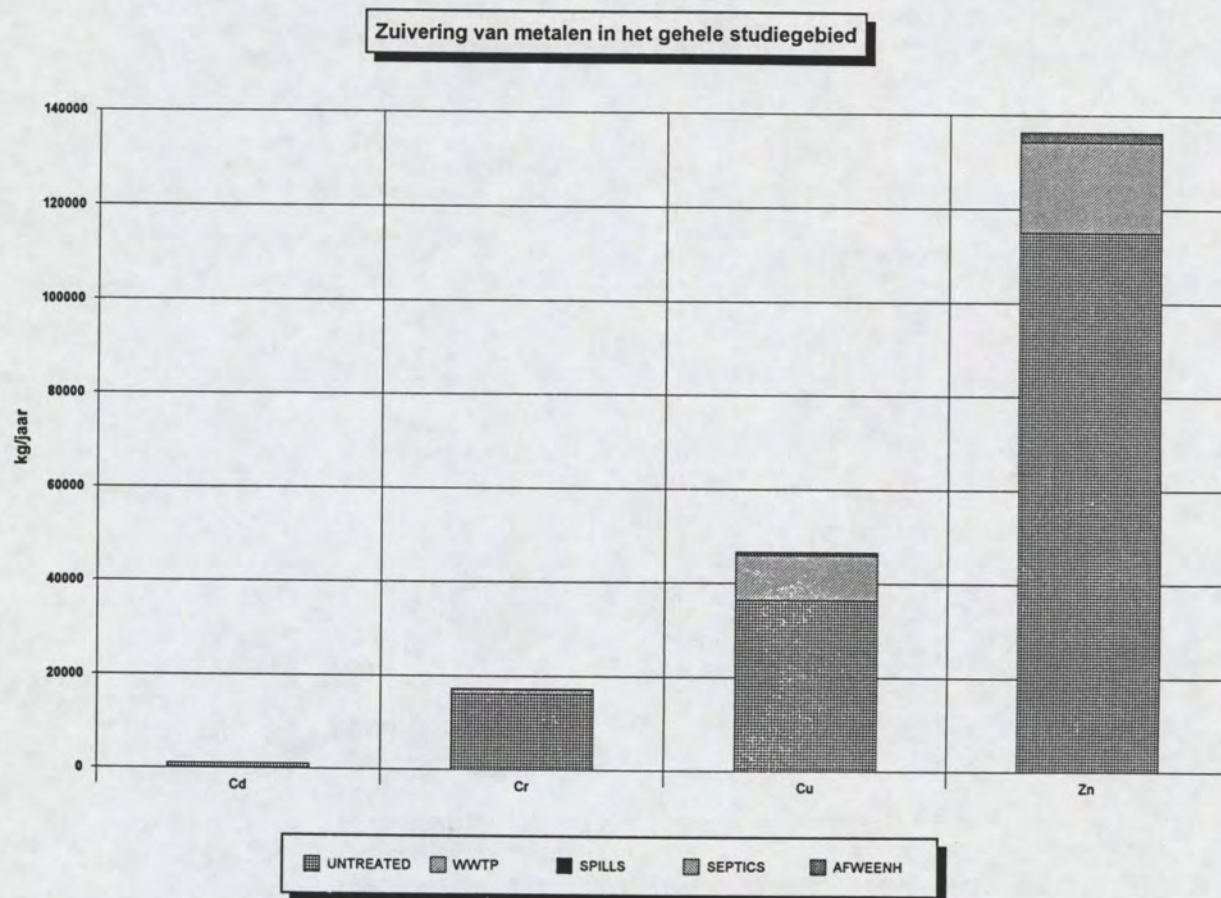
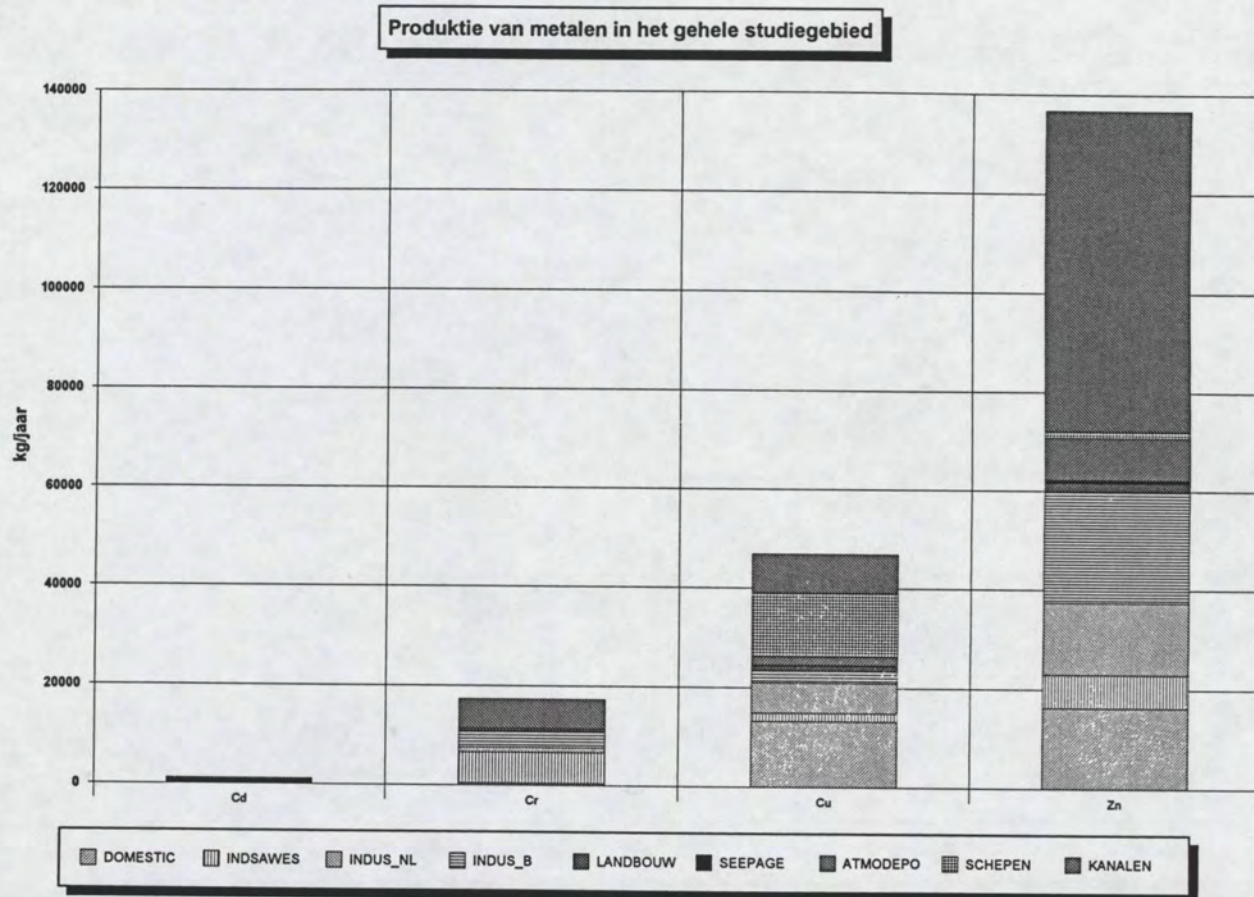
Figuur 6.1b Vergelijking van de berekende (WLM) en gemeten (SAWES) jaarvrachten vanuit de gemalen in Nederland op het Schelde-estuarium voor zink, diuron en atrazine.



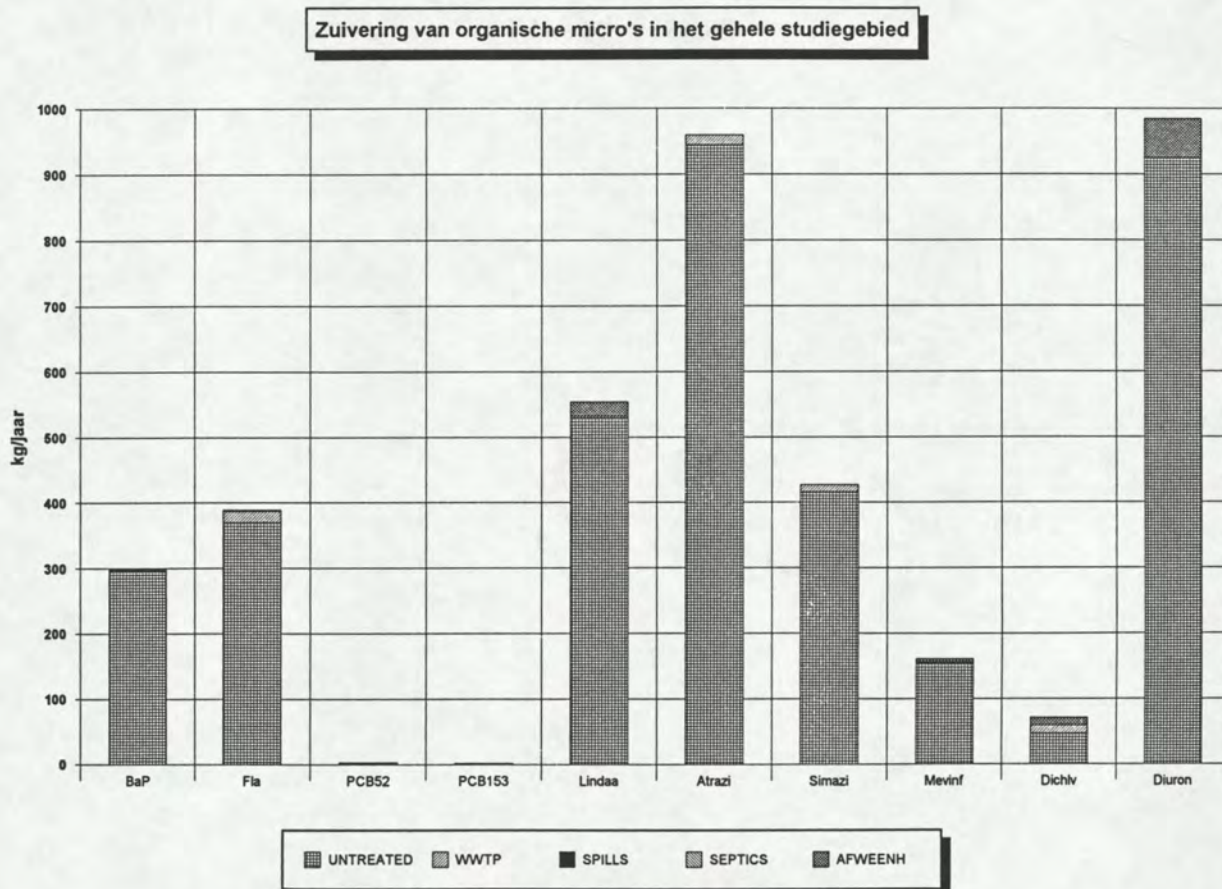
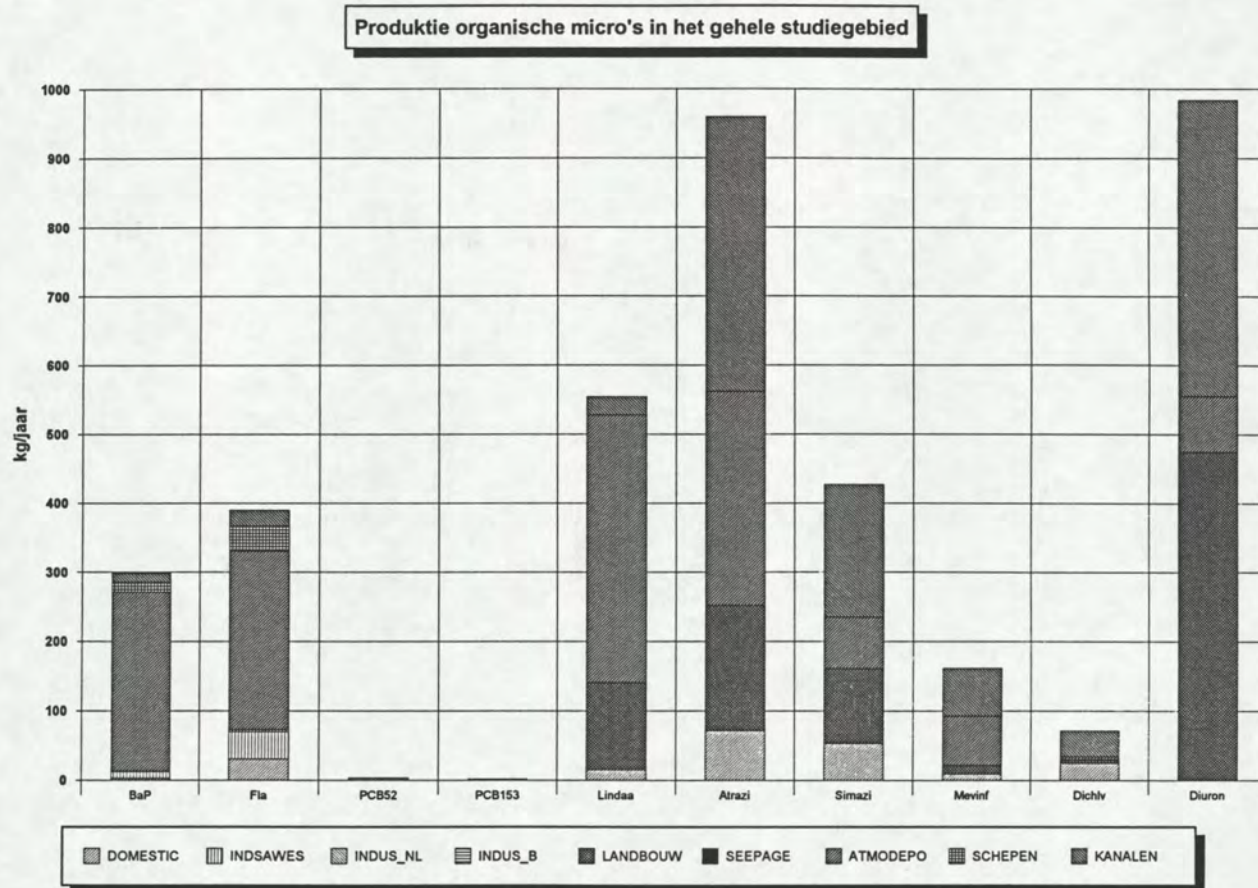
Figuur 6.1c Vergelijking van de berekende (WLM) en gemeten (SAWES) effluënten van vier RWZI's.



Figuur 6.2a Bijdrage van verschillende gebruiksfuncties aan de totale productie en zuivering van BZV en nutriënten in het gehele studiegebied.



Figuur 6.2b Bijdrage van verschillende gebruiksfuncties aan de totale productie en zuivering van enkele zware metalen in het gehele studiegebied.



Figuur 6.2c Bijdrage van verschillende gebruiksfuncties aan de totale productie en zuivering van enkele organische micro's in het gehele studiegebied.

7 Conclusies

Uit de vergelijking van de resultaten van de berekeningen met WLM met de meetgegevens uit de SAWES-database blijkt dat de gevolgde methodiek in WLM een goede schatting van de emissie naar het oppervlaktewater mogelijk maakt. Voor de nutriënten en BZV komen de resultaten van WLM zeer goed overeen met de meetgegevens, voor de zware metalen zijn de berekeningsresultaten van WLM mogelijk zelfs beter dan de meetgegevens. Voor de organische micro-verontreinigingen komen de berekeningsresultaten redelijk overeen met de meetgegevens.

Het is dus mogelijk is om met WLM de emissie naar het oppervlaktewater te relateren aan de (menselijke) activiteiten in het achterland. Daarmee is het ook mogelijk geworden om het effect te berekenen van maatregelen die ingrijpen op een bepaalde (menselijke) activiteit op de emissie naar het oppervlaktewater. Daarmee vormt WLM een essentiële schakel in het BOS-instrumentarium.

Aangezien de met WLM berekende belasting van het Schelde-estuarium via de poldergemalen redelijk tot goed overeenkomt met de gegevens in de SAWES-database kan worden geconcludeerd dat de verontreinigingsbronnen in het binnenwater redelijk goed zijn gekwantificeerd. Omdat de atmosferische depositie op het binnenwater en de belasting van het binnenwater vanuit kleinere bedrijven en niet aangesloten huishoudens in Nederland niet in de berekeningen met WLM is opgenomen, kan vervolgens geconcludeerd worden dat deze bronnen een verwaarloosbare bijdrage leveren aan de totale vracht bij de poldergemalen en de belasting van het Schelde-estuarium. Opgemerkt moet evenwel worden dat lokaal, in het binnenwater zelf, de bijdrage van een puntbron significant kan zijn.

De vergelijking van de resultaten van de berekeningen met WLM met de gegevens uit de SAWES-database biedt de mogelijkheid om omissies in de SAWES-database op te sporen. Zo blijkt ondermeer dat zeer waarschijnlijk de vrachten bij gemaal Braakman in de SAWES-database zijn onderschat. In het algemeen kan gesteld worden dat de emissiegegevens voor de zware metalen in de SAWES-database waarschijnlijk te hoog zijn.

Aanbevelingen

Aan de berekeningen met WLM liggen een groot aantal gegevens ten grondslag, die zijn ontleend aan diverse rapportages en gegevens van regionale waterbeheerders alsmede landelijke (Nederlandse en/of Belgische) rapportages. Op basis van deze gegevens kon reeds een goede redelijk nauwkeurige berekening van de emissies naar het (volledige) Schelde-estuarium worden opgesteld. Het verdient aanbeveling om ook voor de verschillende individuele polders de berekeningsresultaten in meer detail te vergelijken met de beschikbare meetgegevens en beschikbare (regionale) informatie. Daarmee kan op regionale schaal inzicht worden verkregen in de bijdrage van verschillende bronnen aan de totale belasting van het oppervlaktewatersysteem. Gezien de goede resultaten van de gevolgde methode voor het volledige studiegebied mag worden aangenomen dat op een fijnere schaal (afwateringseenheden) ook goede resultaten kunnen worden geboekt, mits de benodigde informatie ook op deze schaal beschikbaar is. Het verzamelen van de benodigde gegevens zal geen onoverkomelijke problemen hoeven op te leveren gezien het algemeen karakter ervan (bevolkingsaantallen, oppervlaktes etc.).

8 Literatuur

BMM, 1995

Stofstromen naar de Noordzee, de Belgische emissies van gevaarlijke stoffen naar de lucht en naar het water in de periode 1985-1995

Technische Commissie Noordzee, Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Beheerseenheid Mathematische Modellen Noordzee, 1995. D/1995/2505/07

Grontmij, 1991

Nader onderzoek waterbodemonverontreiniging kanaal van Gent naar Terneuzen.

Fase 1: Inventarisatie. Grontmij.

ISG, 1993a

Water Quality Management in the Scheldt Basin, interim progress report. International Scheldt Group.

ISG, 1993b

Water Quality Management in the Scheldt Basin, appendices. International Scheldt Group.

Lefèvre, F.O.B., 1994

Ontwikkeling van de belasting en de waterkwaliteit van het Schelde-estuarium in de periode 1980-1991.

Rijkswaterstaat DGW (thans RIKZ), Middelburg, DGW-92.042

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1992

De haven van Gent en het zeekanaal op weg naar de 21e eeuw.

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur, 1992

Provincie Zeeland, 1992

Waterhuishoudingsplan 1993-1997 (ontwerp)

RIKZ, 1995

Emissie en immissie gegevens Westerschelde ten behoeve van het LIFE-estuarium model.

G.T.M. van Eck, G. Wattel, B. Kater en B. Schouwenaar, 1995.

RIKZ, 1995b

Belasting Westerschelde met stoffen uit de scheepvaart.

Werkdocument RIKZ/AB 95.880x. Safa Deayaldeem, Edwin Arens en Bert van Eck.

RIKZ, 1996

Onderverdeling van de belasting bij Rupelmonde, Kanaal Gent-Terneuzen en Spuikanaal Bath ten behoeve van de WLM-toepassing in het kader van LIFE-Westerschelde.

Concept Werkdocument RIKZ, Edwin Arens en Bert van Eck.

RIVM, 1985

Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit; analyse resultaten bemonstering 1985, Provincie Zeeland.

Deelrapport nr. 728517012

Rijkswaterstaat RIZA, 1995

SPEED document bestrijdingsmiddelen
RIZA nota 95.020

Schouwenaar, 1992

Cijfers achter de belasting van het Schelde-estuarium over de periode 1980-1991.
Rijkswaterstaat DGW (thans RIKZ) Middelburg, werkdocument GWWS-93.817x.

Soomers, J.B.M., H. van der Loo, F.M. Schotel, 1994

Zwarte-lijststoffen in communaal afvalwater in Noord-Brabant (Zwalij-2)
Hoogheemraadschap West-Brabant, Waterschappen Noord-Brabant, Provincie Noord-Brabant en RIZA.

STORA, 1985

Het inwoner-equivalent getoetst. Interimrapport.
STORA 85-4

VMM, 1991

AWP-II Inventarisatie 1990; nr 12 Kanaal Gent-Terneuzen.
Vlaamse Milieu Maatschappij (Bestuur Meetnetten en Planning).

VUB, Dienst Hydrologie, 1995

Ontwikkeling van een Beleidsondersteunend Systeem voor het waterkwaliteitsbeheer in het estuarium van de Schelde en de Kustzone. Verzameling en analyse van Belgische gegevens. Deel II: Inputgegevens voor de modellen.
Meerbeek, S. van en F. de Smedt, april 1995.

Waterloopkundig Laboratorium, 1990a

Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN. Emissiebestand 1985.
M.A. Menke, T568

Waterloopkundig Laboratorium, 1990

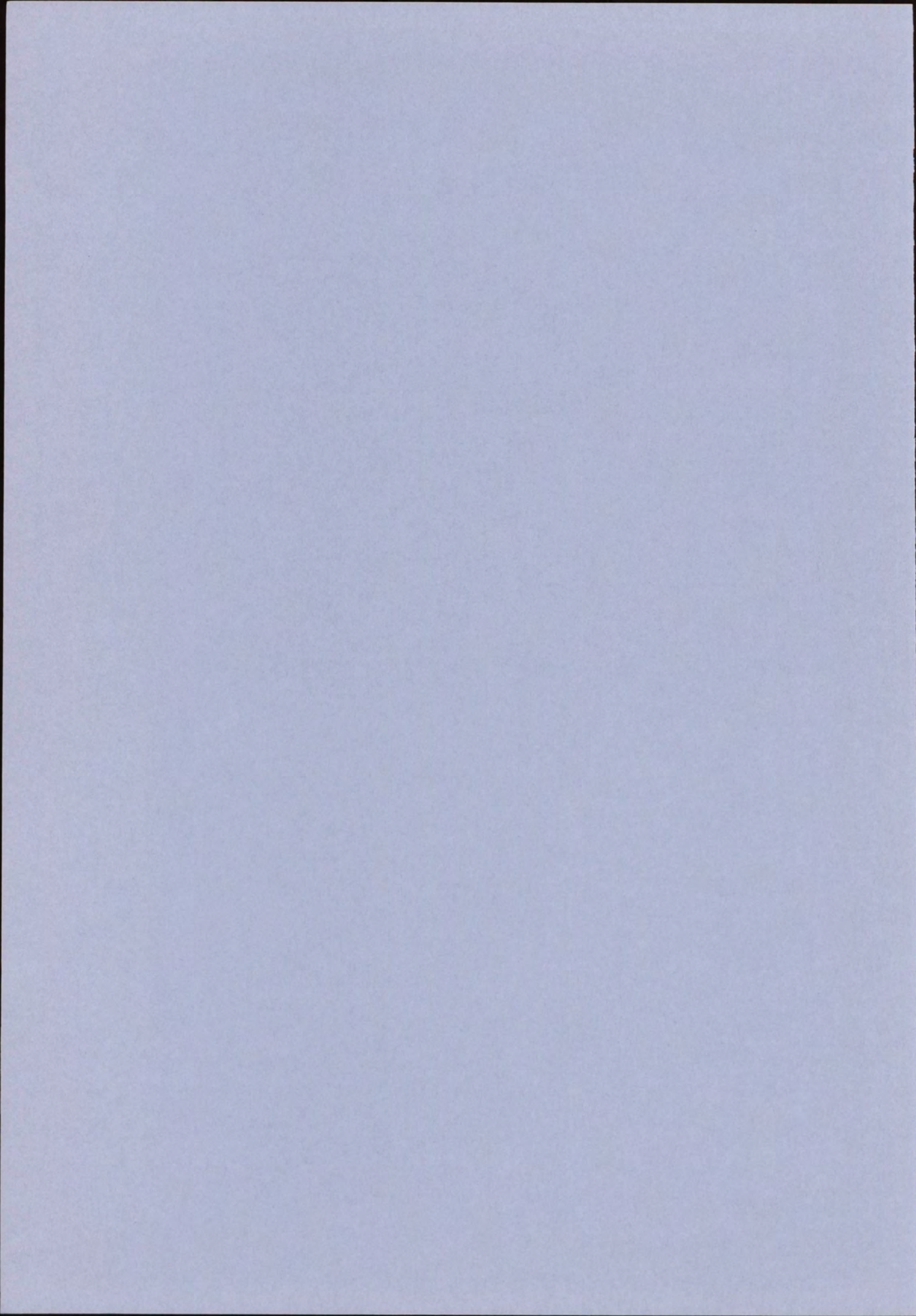
Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN. De Districtswatermodule DIWAMO.
E.F.W. Ruijgh en F.A. Hopstaken, T568.

Waterloopkundig Laboratorium, 1993

Analyse van de nutriëntenbelasting van het Veerse Meer vanuit de omliggende polders. Toepassing van de modellen Demgen, Nitsol/Phosol en Diwamo.
E.F.W. Ruijgh, H.J. Gerrits, A.M. de Leeuw en M.A. Menke, T680.

Waterschap Walcheren, 1993

Jaarverslag 1993.



BIJLAGE A Concepts of the Waste Load Model

Waste Load Models in water quality analysis

Water quality of surface water is a very important issue in water management. The use of surface water for various purposes (like drinking water, fishing, swimming, irrigation, cooling) may be restricted due to high concentrations of certain substances. Therefore, in the allocation of water both the quantity and the quality of surface water should be taken into account.

Water quality analysis usually starts with an interpretation of all observed concentrations in surface water in the present situation based on the actual water discharge, waste loads and processes in surface water. In addition, the effects of the present water quality on ecology, drinking water quality etc. are studied. Subsequently, several scenarios and managerial strategies are evaluated in water quality analyses in order to achieve an improvement of the water quality in future.

Four mayor aspects may be distinguished in the analysis of the quality of surface water systems, viz.:

- water-quantity: discharge, water level, streamflow velocity;
- waste loads: the inputs of substances through discharge of waste water;
- water quality processes: sedimentation, decay and oxygen reaeration; and
- ecology: algae growth, toxicity.

Those four aspects are incorporated in the simulation models of the Decision Support System DELFT HYDRAULICS uses in water quality analysis, as indicated in Figure 1. In addition to the four aspects mentioned, the Decision Support System includes an Information System (Databases, GIS), users-interface, graphical presentation routines and environmental impact assessment (EIA) tools.

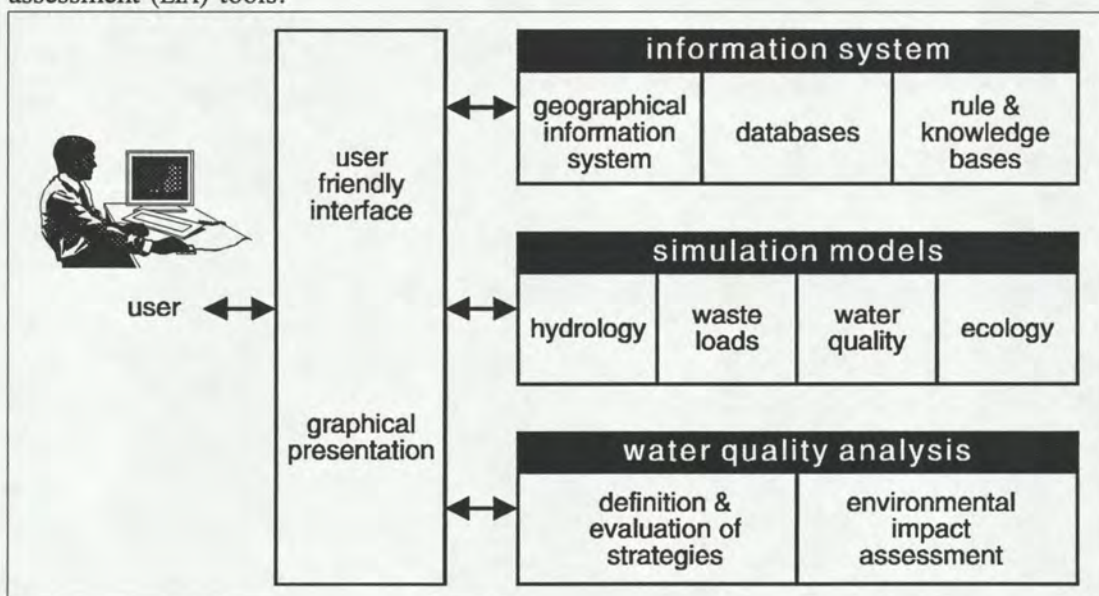


Figure 1 Outline of Decision Support System for Water Quality Analysis

To estimate the actual and future waste loads on surface water and the effects of managerial strategies on the future waste loads, a Waste Load Model has been developed by DELFT HYDRAULICS. The model is integrated within the Decision Support System for water quality analysis. The Waste Load Model provides the input for in the water quality model DELWAQ. A proper description of the waste loads on the surface water system is very important in water quality analysis for several reasons, as may be illustrated below.

Monitoring data on water-quantity are available almost everywhere in the world. Although it sometimes appears to be a problem to match the available data, one usually succeeds in describing the water balance of the system under study. However, in most cases it appears to be impossible to achieve a complete inventory of all waste loads on surface water from monitoring data because:

- part of the waste loads are due to non-point sources and
- all point sources are not monitored continuously.

Consequently, the waste loads on surface water in the system under study have to be estimated or calculated.

Furthermore, in surface water systems with a very long residence time (reservoirs), water-quality processes and waste loads will rule the concentrations in surface water. In systems with a relatively short residence time (rivers) the water-quantity and waste loads will define the actual concentrations. The difference between a system with a short residence time (river) and a system with a long residence time (reservoir) is that the water quality processes are less important in the first case and the description of the water quantity is less important in the second case. However, in both cases you will need a proper description of the waste loads.

Finally, the quantification of waste loads should be coupled to human activities like agriculture, mining and industry to determine the impact of managerial strategies and scenarios on waste load production. Managerial strategies influence the economic activities causing waste loads and not directly the waste loads itself. The relations between managerial strategies and waste loads on surface water systems are crucial in evaluating managerial strategies.

General setup of the Waste Load Model

Production and Treatment

As pointed out in Figure 2, the Waste Load Model WLM consists of two major (functional) elements, viz. a Waste Load Production Module and a Waste Load Treatment Module.

In the Waste Load Production Module is specified how, where and what kind of waste loads are produced in the study area. Most of these waste loads do not enter the surface water system before some (natural or artificial) treatment has taken place. The kind of treatment (capacity, efficiency, location) is specified in the Waste Load Treatment Module. Based on the information and relations indicated by the user, the model will calculate the waste loads on surface water.

The subdivision in Production and Treatment of waste loads is important to keep in mind whenever managerial strategies have to be designed to decrease the total waste loads on surface water. For instance, managerial strategies may focus on the construction of additional waste water treatment plants. In this case, the treatment of waste loads is optimized. However, another strategy may focus on the minimalization of the amount of produced waste loads, like the reduction of the number of cattle in areas where factory farming is relevant. Moreover, you should take into account that population growth or the increase of industrial activities may contribute to the increase in produced waste loads, whereas the ageing of treatment plants may result in decrease of treatment efficiency. These kind of developments in time are referred to as scenarios. The difference between managerial strategies and scenarios is discussed in more detail in paragraph A.3.

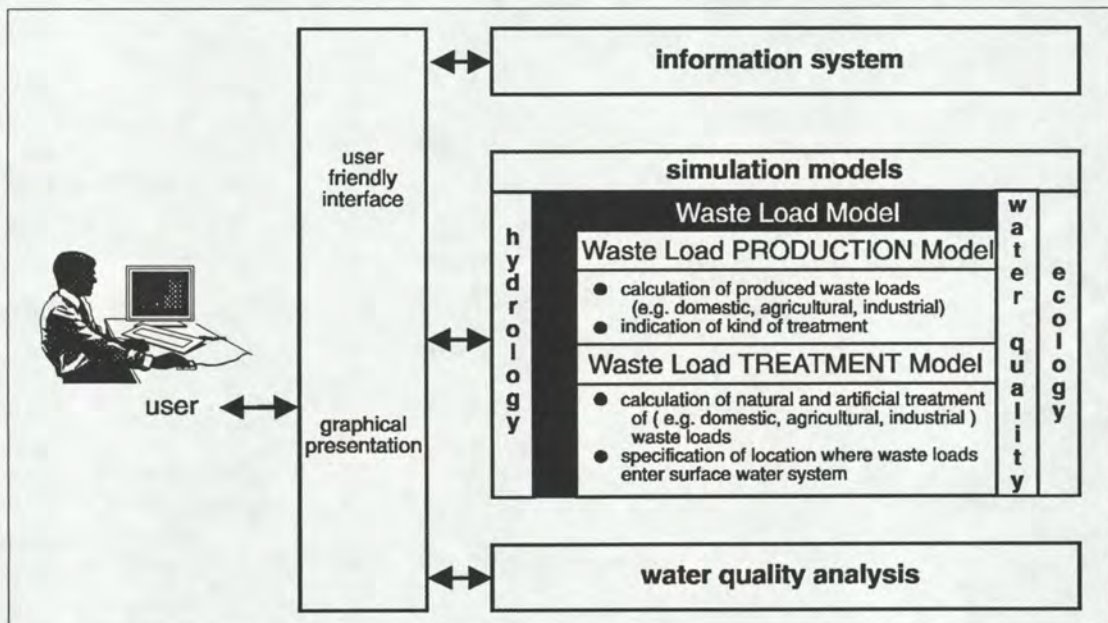


Figure 2 General setup of the Waste Load Model within a Decision Support System.

Input data, functions and destinations

Waste loads origin from a large number of human activities and natural processes. Every human being produces every day a certain amount of waste loads. Factories produce waste loads, depending on the production process and the size of the plant. Atmospheric deposition may contribute to the waste loads on surface water systems, as well as agriculture, traffic (cars, trains, planes) and waste disposal sites. However, part of the produced amount of waste loads does not reach the surface water system as (artificial or natural) purification occurs in treatment plants, soils or local surface water systems. To calculate the produced amount of waste loads in a study area and the efficiency of the treatment plants input data, functions and destinations are defined in the Waste Load Model WLM. The concept of input data-functions-destinations is illustrated in Figure 3.

Within the *functions* the calculation of the production or treatment of waste loads is performed. These functions calculate for instance the production of domestic waste loads or the treatment of waste water in treatment plants. Each kind of production of waste loads (domestic, industrial, agricultural, atmospheric deposition etc.) is calculated in a separate function. These functions are referred to as 'production functions'. The calculation of treatment of waste loads in waste water treatment plants and septic tanks as well as natural purification in streams is performed in 'treatment functions' (Figure 4).

The production of domestic waste loads in a community or city may be calculated from the number of inhabitants and the waste production per capita (population equivalent). As the calculation is similar for all communities in the study area, the same function may be applied for each community, taking into account the number of inhabitants of each community and the population equivalent. Those three items (the communities, number of inhabitants and population equivalent) are the *input data* of the produced domestic waste loads. Other production functions will apply to other input data, for instance the extent of an agricultural area and discharge of nutrients per square km.

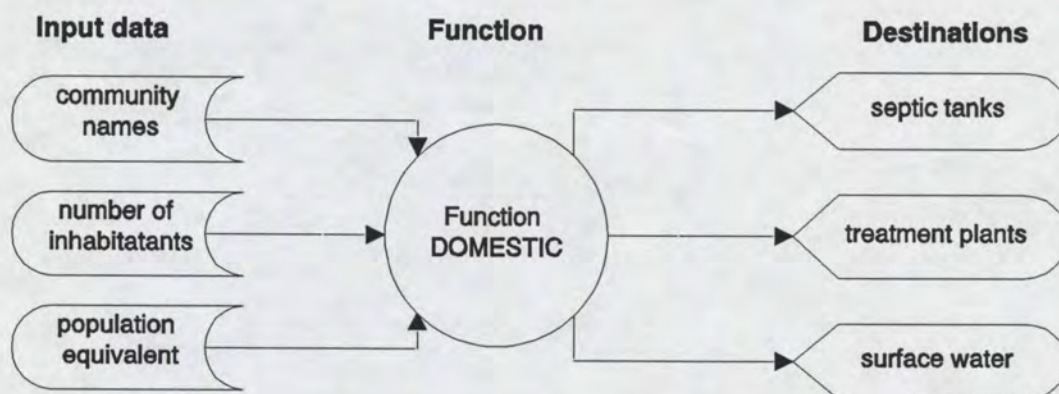


Figure 3 Input data, functions and destinations

As a matter of fact the produced (domestic) waste loads will be discharged somewhere. Septic tanks, sewer systems and treatment plants are common destinations of waste loads, although part of the waste loads are discharged directly into surface water. It is very important to know where the produced waste loads are discharged to. Therefore, the *destinations* of the produced waste loads have to be specified in the Waste Load Model WLM.

The *destinations* of the produced waste loads are defined by the user of WLM. The produced waste load may be distributed over several destinations. This is indicated within WLM with percentages. The sum of all percentages has to be equal to 100% for each waste load by definition.

You are allowed to assign several produced waste loads to the same destination. For instance, the produced domestic waste loads in two communities and the waste loads produced by a specific factory, can be assigned to the same waste water treatment plant. Waste loads discharged to a certain destination may be subject to purification or changes, for instance if the produced domestic waste loads are discharged to a treatment plant. This means, the waste loads discharged to a destination may serve as input for a subsequent function. In other words, the destination of the domestic waste loads equals the input of the treatment function, as illustrated in Figure 4.

Scenarios and managerial strategies

Whenever water quality analysis is performed in a certain study area, scenarios and managerial strategies should be distinguished. Both scenarios and managerial strategies may influence water quality in future.

Scenarios are defined as those changes in boundary conditions or developments the manager of the water system is not capable or allowed to influence. Scenarios may refer to demographical changes (e.g. population growth), economical changes (e.g. increase of industrial production rate), technological improvements (e.g. decrease of atmospheric deposition) or changes in social behaviour (e.g. decrease of waste production per capita). In addition, boundary conditions at the upper boundary of the study area may change according to specific scenarios. In general, no costs are involved with scenarios.

In contrast to scenarios, the manager of the water system is allowed and capable to perform managerial strategies. Those managerial strategies reflect the actions of the local water board in order to achieve an improvement of the water quality. Examples of managerial strategies are the connection of sewer system of more communities to a specific treatment plant or the improvement of treatment efficiency by adding or adjusting treatment processes. Usually, managerial strategies should be evaluated with respect to the costs involved.

Within the water quality analysis, both scenarios and managerial strategies should be evaluated separately and in combination. Scenarios and managerial strategies referring to changes in the hydrodynamic conditions should be implemented in the hydrodynamic model. However, in most cases scenarios and managerial strategies mainly involve the waste load situation. Consequently, the definition of scenarios and managerial strategies is closely related to the waste load model.

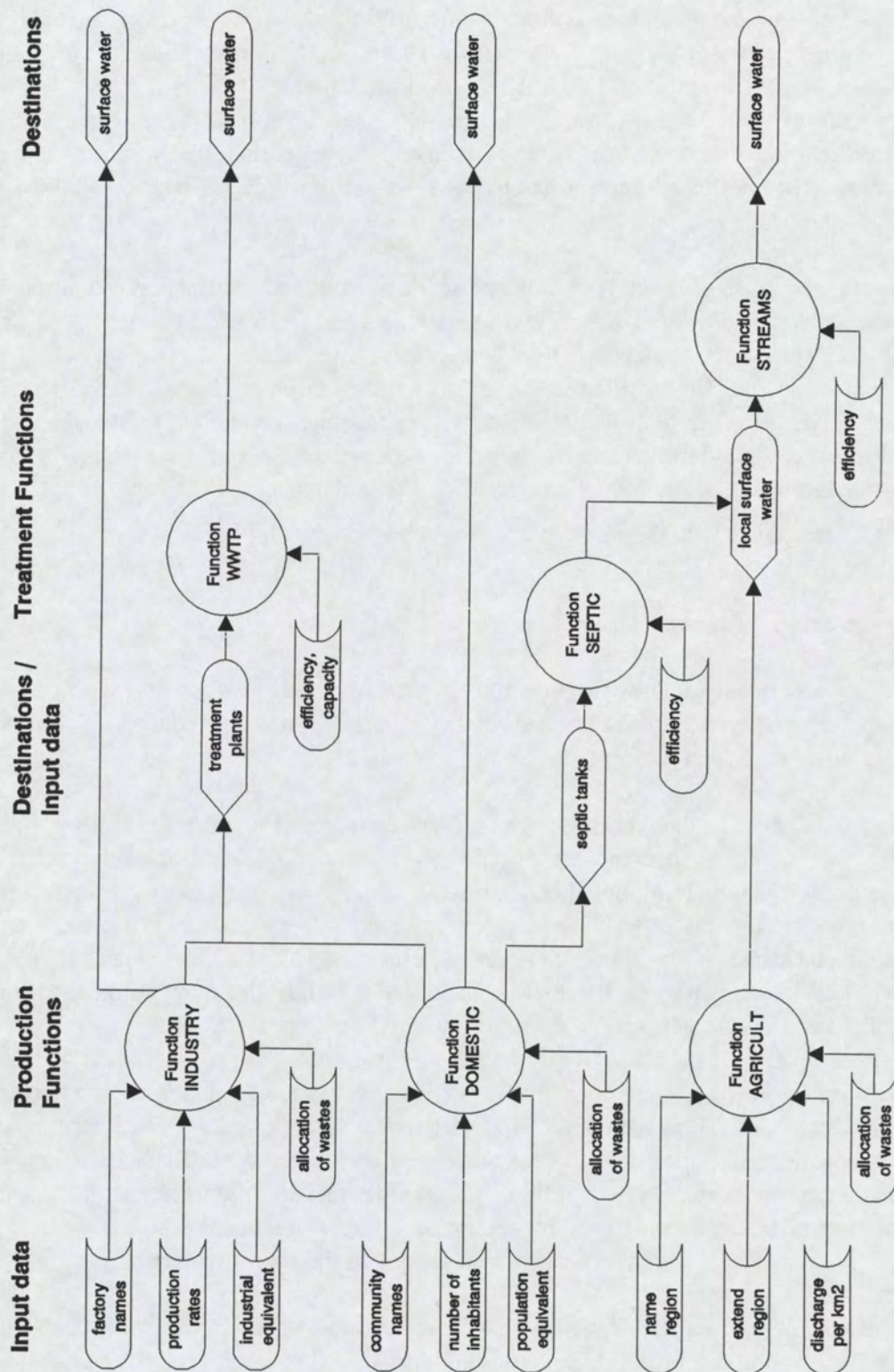


Figure 4 Use of several input data, functions and destinations in WLM

BIJLAGE B Berekening bijdrage verschillende bronnen uitloging scheepshuiden, behorende bij Tabel 4.6.1

[1] Zinkanodes

De corrosie van zinkanodes in de binnenscheepvaart [RIZA] veroorzaakt een belasting van 4,8 kg zink per schip per dag (*1). Hierbij is uitgegaan van 15 anodes per schip.

In de zeescheepvaart zijn 20 tot 30 (gem. 25) zinkanodes per schip aanwezig. De belasting per zeeschip wordt dan berekend:

$$25/15 * 4,8 = 8 \text{ kg per schip per jaar.}$$

Recreatieschepen hebben gemiddeld 2 zinkanodes per schip, waardoor de belasting als volgt wordt berekend:

$$2/15 * 4,8 = 0,64 \text{ kg per schip per jaar.}$$

De huidige zinkanodes bevatten 0.03-0.06% Cadmium [RIKZ]

Zeeschepen:	5.4 10^{-3} kg/schip
Binnenvaartschepen:	2.2 10^{-3} kg/schip
Recreatieschepen:	4.3 10^{-4} kg/schip

Er wordt geen onderscheid gemaakt in stilliggen en varen.

[2] Koper uit antifouling

Voor het stilliggen van zeeschepen in havens is een emissiefactor van 0,3 kg Cu per schip per drie dagen vermeld [RIZA], wat overeenkomt met 36,5 kg Cu per schip per jaar (*2). Voor varende zeeschepen is een emissiefactor gegeven van 0,032 kg/m²/jaar [RIKZ]. In hetzelfde document wordt ook een waarde voor stilliggen gegeven van 0,0072 kg/m²/jaar.

Het aantal kg/m²/jaar wordt als volgt omgerekend naar het aantal kg/schip/jaar:

Van de 53.000 scheepsbewegingen zijn er 5.000 (9,4%) schepen met een natte oppervlakte 500 m² en 48.000 (90,6%) schepen met een natte oppervlakte van 7.000 m² (*3).

Het gemiddelde oppervlak is dan:

$$0.906 * 7.000 + 0.094 * 500 = 6389 \text{ m}^2.$$

Emissiefactoren

Stilliggen: 46 kg Cu per schip per jaar.

Varen: 204 kg Cu per schip per jaar.

Voor recreatieschepen wordt een emissiefactor van 0,114 kg koper per schip per jaar vermeld [RIZA] (*4). Deze factor is gekoppeld aan het aantal ligplaatsen. Vergeleken met de emissiefactoren van zeescheepvaart zal dit de waarde voor stilliggen zijn. De factor bij varen wordt (vergelijkbaar met zeeschepen) 4,4 maal groter verondersteld: 0,50.

[3] Coating binnenscheepvaart

Binnenschepen worden behandeld met coating (teerprodukten).

Fluorantheen en Benzo(a)pyreen zijn stoffen die uitlogen uit deze coating. Voor Fla wordt een hoe emissiefactor van 1,2 kg per schip per jaar vermeld en voor benzo(a)pyreen 0,47 kg per schip per jaar [RIZA] (*4).

Ook in de recreatievaart wordt coating toegepast. Er worden emissiefactoren voor Borneff PAK's vermeld [RIZA] (*4). Uit de verhouding van de binnenscheepvaart tussen Borneff en Fla (0.6), BaP (0.24) worden de emissiefactoren van de recreatievaart bepaald.

Fla: $7.4 \cdot 10^{-4}$ kg/schip/jaar.

BaP: $2.9 \cdot 10^{-4}$ kg/schip/jaar.

(*1) Bron: RIZA; Emissies binnenscheepvaart, concept, december 1991.

(*2) Bron: Basisdocument koper.

(*3) Bron: Rijkswaterstaat, Dir. Zeeland; Scheepvaart bij sluizen en bruggen (kerncijfers 1991 en 1992).

(*4) Bron: CUWVO; waterverontreinigingsproblematiek bij het afsputten van recreatievaartuigen.

BIJLAGE C Gemiddelde samenstelling van industrieel afvalwater van verschillende sectoren in België.

Concentraties op basis van meetgegevens VMM (mg/l)

	COD	BZV	SS	tot-N	NH4-N	NO3NO2	tot-P	Cd	Cr	Cu	Zn
Aardappelverwerking	1588	632	482	170	150.	20.	60	0.000	0.006	0.038	0.268
Afvalverwerking	265	49	57	38	0.	38.	1	0.000	0.004	0.455	1.039
Bierbrouwerij/Limonadefabriek	1028	550	154	22	22.	0.	10	0.000	0.026	0.170	0.220
Biotechnologie	1252	550	214	75	75.	0.	10	0.000	0.000	0.015	0.153
Bottelarij	2626	1535	147	12	2.	10.	6	0.000	0.006	0.024	0.167
Brood en koekfabriek	2066	1237	231	78	60.	18.	3	0.000	0.133	0.182	0.607
Chloornijverheid	240	0	49	7	0.	7.	2	0.000	0.000	0.000	0.204
Cokes	413	74	33	53	0.	53.	1	0.000	1.580	0.073	0.416
Confectie	883	279	186	21	11.	10.	2	0.000	0.000	0.032	0.118
Conserven	936	512	124	23	10.	13.	8	0.000	0.009	0.008	0.141
Distilleerderij	26788	9869	4303	1679	1600.	79.	321	0.000	0.589	0.318	1.823
Elektriciteitscentrale	32	2	12	30	0.	30.	1	0.000	0.013	0.018	0.243
Emaillerbedrijf	44	0	44	13	13.	0.	0	0.000	0.082	0.082	0.247
Farmaceutica	207	48	31	32	30.	2.	2	0.000	0.007	0.009	0.129
Fotolaboratoria	926	410	196	76	60.	16.	1	0.000	0.013	0.140	0.667
Glas	114	31	19	37	37.	0.	1	0.000	0.006	0.121	0.409
Houtvezelplaten	480	74	181	23	23.	0.	62	0.000	0.040	0.031	0.411
Huiden_en_vellen	2375	728	354	123	123.	0.	7	0.040	15.119	0.054	0.470
IJzer_en_staalwinning	60	3	30	11	0.	11.	1	0.000	1.598	0.104	0.631
Laboratoria	1146	49	98	110	10.	100.	12	0.007	0.220	0.122	0.732
Lak_en_verffabriek	2415	440	424	466	66.	400.	1	0.000	0.015	2.775	0.157
Leerfabriek	480	353	69	118	18.	100.	0	0.000	0.206	0.029	0.284
Meststoffen	70	5	203	214	214.	0.	29	0.000	0.116	0.128	0.262
Metallurgie	49	8	35	15	0.	15.	1	0.046	0.010	0.168	1.592
Mouterij	838	374	176	27	27.	0.	8	0.000	0.005	0.016	0.410
Niet_Huishoudelijk	489	196	164	45	0.	45.	7	0.001	0.160	0.258	0.369
Olieverwerking	259	65	21	8	8.	0.	0	0.000	0.044	0.082	0.190
Oppervlakte_actieve_stoffen	3330	1046	341	56	6.	50.	122	0.000	0.008	0.053	1.596
Papier	225	57	76	6	6.	0.	1	0.000	0.001	0.039	0.068
Petrochemie	171	18	17	19	19.	0.	3	0.000	0.013	0.003	0.078
Petroleumraffinaderij	53	5	14	13	13.	0.	1	0.000	0.000	0.000	0.031
Plantaardige_oliën	251	105	41	22	22.	0.	16	0.000	0.024	0.004	0.135
Plastiekverwerkende_nijverheid	708	142	42	24	24.	0.	1	0.000	0.007	0.009	1.424
Pluimveeslachterij	1698	750	416	138	138.	0.	10	0.000	0.005	0.058	0.411
Reinigen_wagens_en_binnenschepen	489	79	70	39	20.	19.	10	0.000	0.052	0.003	0.331
Scheik.anorganisch	83	5	6685	15	15.	0.	23	0.015	0.069	0.045	0.114

Scheik.organisch	329	72	80	48	48.	0.	4	0.003	0.055	0.024	0.157
Slachthuis	2296	996	449	198	198.	0.	20	0.000	0.025	0.099	0.594
Snoepfabriek	8165	4740	828	67	67.	0.	4	0.000	0.747	0.242	2.477
Suikerfabriek	206	60	79	19	19.	0.	2	0.000	0.000	0.001	0.021
Textiel	2020	413	243	55	5.	50.	6	0.003	0.500	0.138	0.929
Veevoeder	17739	12478	87	0	0.	0.	0	0.000	0.043	0.000	0.696
Verbrandingsoven	546	0	125	14	14.	0.	1	0.001	0.001	0.005	0.977
Ververij	946	221	145	35	35.	0.	7	0.003	0.381	0.176	0.315
Viscose	158	63	29	24	24.	0.	1	0.003	0.096	0.039	0.542
Viskwekerij	72	8	17	21	21.	0.	2	0.000	0.000	0.000	0.028
Visverwerking	1925	851	260	130	130.	0.	30	0.000	0.007	0.038	0.384
Vleeswarenbedrijf	1497	731	292	91	91.	0.	22	0.001	0.076	0.084	0.893
Voedingsindustrie	2123	1003	363	50	50.	0.	12	0.002	0.081	0.021	0.241
Wasserij	1039	321	325	19	19.	0.	11	0.001	0.134	0.098	0.382
Werkplaats	151	43	96	13	13.	0.	2	0.011	0.017	0.068	0.435
Werktuigbouw	155	32	55	63	63.	0.	4	0.001	0.360	0.160	0.618
Ziekenhuis	355	109	170	39	39.	0.	5	0.000	0.005	0.063	0.225
Zuivelfabriek	927	469	268	33	33.	0.	12	0.004	0.228	0.014	0.188

Bijlage D Procentuele opdeling vracht bij Rupelmonde, Kanaal Gent-Terneuzen en Spuikanaal Bath naar herkomst

Procentuele verdeling herkomst vracht RupeImonde

	BZV	Cl	totN	Kj-N	NO23	totP	PO4P	Cd	Cr	Cu	Zn	BaP	Fla	PCB52	PCB153	HCH	Atraz	Simazi	Mevfs	Diclvs	Diuron
Vlaanderen, huishoudens	21.6	12.0	10.9	10.9	0.0	15.6	15.6	0.0	0.0	21.0	10.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.3	40.7	0.3
Vlaanderen, industrie	19.1	12.0	9.7	9.7	15.7	5.1	5.1	50.3	37.8	6.2	21.0	27.9	27.9	33.1	33.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vlaanderen, landbouw	2.5	12.0	21.9	21.9	24.7	19.0	19.0	0.0	1.9	2.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	57.6	34.1	48.3	4.5	47.1
Wallonie, huishoudens	6.9	9.8	8.3	8.3	0.0	12.4	12.4	0.0	0.0	16.1	8.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.3	18.0	0.7
Wallonie, industrie	7.2	9.8	3.2	3.2	8.3	1.7	1.7	10.4	21.0	8.6	17.1	35.4	35.4	35.2	35.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Wallonie, landbouw	1.0	9.8	13.1	13.1	16.8	11.2	11.2	0.0	2.3	3.7	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	21.6	13.7	39.5	24.7	2.7	24.7
Brussel, huishoudens	14.7	1.7	4.7	4.7	0.0	7.9	7.9	0.0	0.0	8.7	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	20.1	0.0
Brussel, industrie	5.0	1.7	1.3	1.3	2.6	0.5	0.5	6.3	4.0	1.1	1.9	8.0	8.0	10.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Frankrijk, huishoudens	11.8	10.4	8.9	8.9	0.0	13.6	13.6	0.0	0.0	22.5	11.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.5	12.9	0.3
Frankrijk, industrie	9.3	10.4	5.8	5.8	12.7	2.9	2.9	33.0	31.3	7.5	19.8	28.7	28.6	21.7	21.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Frankrijk, landbouw	0.9	10.4	12.2	12.2	19.2	10.1	10.1	0.0	1.7	2.4	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.6	27.7	26.4	25.9	1.1	26.9

Procentuele verdeling herkomst vracht Kanaal Gent-Terneuzen

	BZV	Cl	totN	Kj-N	NO23	totP	PO4P	Cd	Cr	Cu	Zn	BaP	Fla	PCB52	PCB153	HCH	Atraz	Simazi	Mevfs	Diclvs	Diuron
Tolhuisbrug, huishoudens	9.2	20.25.6	26.6	26.6	0.0	40.1	37.4	0.0	0.0	51.0	20.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.6	93.3	0.6
Tolhuisbrug, industrie	18.3	20.18.4	19.2	19.2	17.6	12.4	11.6	76.6	55.4	20.4	38.8	81.1	52.3	99.6	22.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Tolhuisbrug, landbouw	0.9	20.29.3	30.5	30.5	27.5	23.4	21.8	0.0	1.7	3.5	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.1	95.4	98.1	98.4	4.7	91.5
Puntlozing NL, industrie	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8	4.5	0.6	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Puntlozing B, industrie	39.7	10.15.5	16.1	16.1	23.9	10.6	9.9	17.3	33.1	19.6	33.9	17.6	44.6	0.0	77.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Polderlozing B, huishoudens	17.2	5.3.5	4.0	4.0	0.0	3.6	3.7	0.3	0.1	1.0	0.6	1.2	2.8	0.4	0.1	2.3	0.9	0.6	0.6	1.7	0.0
Polderlozing B, rwzi-hh	0.7	5.0.3	0.3	0.3	0.0	0.7	0.7	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
Polderlozing B, rwzi-ind	0.1	5.0.1	0.1	0.1	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Polderlozing B, industrie	13.9	5.1.4	1.6	1.6	0.0	0.9	1.0	0.0	5.2	3.3	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Polderlozing B, landbouw	0.0	5.5.9	1.6	1.6	31.0	8.1	13.7	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	51.4	3.7	1.3	0.4	0.2	7.9

Procentuele verdeling herkomst vracht Spuikanaal Bath

	BZV	Cl	totN	Kj-N	NO23	totP	PO4P	Cd	Cr	Cu	Zn	BaP	Fla	PCB52	PCB153	HCH	Atraz	Simazi	Mevfs	Diclvs	Diuron
Volkeraksluizen	50.9	50.9	28.6	32.8	27.6	43.2	32.1	72.6	67.4	63.1	63.9	57.9	52.9	90.7	88.1	42.7	31.3	24.6	79.4	69.7	26.9
Brabantse rivieren	35.9	35.9	59.1	56.7	59.6	28.9	51.8	16.5	21.1	27.1	27.3	36.7	41.0	8.1	10.4	49.3	56.4	59.7	9.2	24.1	58.4
Polders	7.9	7.9	9.3	7.0	9.8	23.6	14.8	8.5	8.4	5.8	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	3.9	6.8	10.0	2.6	6.0
De Zoom	5.3	5.3	3.0	3.5	3.0	4.3	1.3	2.4	3.1	4.0	4.0	5.4	6.1	1.2	1.5	7.3	8.4	8.9	1.4	3.6	8.7

addresses

delft hydraulics

Decisive advice: from multidisciplinary policy studies to design and technical assistance on all water-related issues.

location Delft
Rotterdamseweg 185
p.o. box 177
2600 MH Delft
The Netherlands
telephone +31 15 2569353
telefax +31 15 2619674
telex 38176 hydel-nl
e-mail info@wldelft.nl

location 'De Voorst'
Voorsterweg 28, Marknesse
p.o. box 152
8300 AD Emmeloord
The Netherlands
telephone +31 527 242922
telefax +31 527 243573
telex 42290 hylvo-nl
e-mail info@wldelft.nl

