

Een conceptueel planningsmodel voor integraal waterbeheer

Ondanks een groeiend arsenaal aan concepten en modellen voor integraal waterbeheer, blijft hun effectieve toepassing fragmentarisch. Veel "State of the Art" beleidsondersteunende modellen worden ontwikkeld voor "model" rivierbekkens die voldoen aan talrijke randvoorwaarden. Deze aanpak, waarin het model en de wetenschappelijke complexiteit centraal staan, faalt wanneer deze niet algemeen toepasbaar is. Het aanreiken van modellen die niet of moeilijk toepasbaar zijn kan averisie opwekken bij beleidsmakers. De modellen die wel toepasbaar zijn, hebben zelden de functionaliteit om integraal waterbeheer in de praktijk te brengen. Hoewel het concept integraal waterbeheer staat voor een holistische benadering, grijpt men in de praktijk vaak terug naar traditioneel waterbeheer, eventueel met aandacht voor andere aspecten.

Het huidige institutioneel en beleidsmatige kader vormt meestal hét uitgangspunt bij het ontwikkelen van een methodologie/kader voor bekkenbeheer en bekkenbeheersplannen. De consolidatie van dit beleidsmatige kader bevordert geenszins een flexibel en adaptief waterbeleid.

Een meer generische aanpak van het waterbeheer/beleid, laat toe om methodieken te vergelijken en te evalueren. De vertaling van deze generische aanpak naar een bepaald beleidsmatige en socio-economisch kader is een oefening die juist toelaat om kennishiaten en institutionele knelpunten aan te duiden. Een minimalistische invulling van bepaalde elementen uit dit generische planningsmodel kan op deze manier verantwoord worden.

Deze generische aanpak biedt tevens een kader waarin men de verschillende aspecten van integratie samenbrengt op een gestructureerde, transparante manier. Het planningsmodel voorziet institutionele en sectorale participatie op verschillende niveaus voor informatieverwerking, knelpuntanalyse en visievorming. Een flexibele en transparante inpassing van wetenschappelijke kennis in verschillende stadia is daarbij noodzakelijk.

Inleiding

De doelstellingen van het waterbeheer zijn onderhevig aan conflicterende belangen. Het waterbeleid doorsnijdt tal van beleidsdomeinen. Dit leidt ertoe dat de beleidskeuzes vaak een uiterst ambivalent karakter hebben. Eén van deze doelstellingen is het behalen van de goede ecologische toestand tegen 2015, zoals bepaald door de Kaderrichtlijn Water (EC, 2005). Andere doelstellingen hebben betrekking op de vele gebruiksfuncties van de waterlopen en hun oeverzones. Ecocentrische en antropogene doelstellingen moeten verzoend worden door middel van communicatie, participatie en overleg. Dit moet evenwel gebaseerd zijn op een degelijke kennis van het watersysteem.

Hoewel IWB concepten vrij holistisch zijn, is er in de praktijk nog altijd een sterke focus op het reguleren en controleren van water systemen om de antropogene functies mogelijk te maken, hetzij dan met aandacht voor ecologische aspecten (Holling and Meffe, 1996; Briggs, 2003). Numerieke en/of beleidsondersteunende modellen hebben een vanzelfsprekende tendens om zich te richten op aspecten van het watersysteem die gekend, voorspelbaar en controleerbaar zijn (Briggs, 2003). Een inherente terughoudendheid bij beleidsmakers ten aanzien van het onbekende, onzekere en oncontroleerbare maakt dat men soms voorbijgaat aan de variabiliteit, heterogeniteit en complexiteit van watersystemen.

De toepassing van integraal waterbeheer vereist dan ook een permanente innovatie op het vlak van watersysteemkennis en een wisselwerking tussen beleid en onderzoek. Het omkaderen en onderbouwen van het begrip "Integraal water-

beheer" kan bijdragen tot deze innovatie. Parker (2002) identificeerde vijf verschillende domeinen van integratie die nodig zijn om te komen tot integrale beleidsondersteuning.

Het aanbod aan concepten en methodieken voor participatieve beleidsplanning in het waterbeheer is enorm toegenomen onder impuls van het Europese wetenschapsbeleid (Common implementation strategies, EntraCop, HarmoniCop en Harmoni-Ca). Maar is men nog in staat om het overzicht te behouden? Beleidsplanners worden overweldigd met concepten en methodieken die wellicht toepasbaar zijn op lange termijn, maar niet toepasbaar zijn op korte termijn wegens het ontbreken van het juiste institutioneel kader, kennis, middelen, tijd en cruciale gegevens. Dit kan wellicht tot gevolg hebben dat er zich een zekere informatiemoeheid ontwikkelt. Dit wordt nog versterkt doordat succesverhalen betreffende modellen en rivierbeheer niet altijd een realistisch beeld geven van de actuele toepasbaarheid op andere rivierbekkens en dan ook eerder ontmoedigend werken. Pilotbekkens worden daarbij gekozen op basis van criteria die kans op succes vergroten. Vaak is de watersysteemkennis in deze bekken reeds gevorderd met langlopende wetenschappelijke onderzoeksprogramma's, reeds operationele hydrologische modellen, een omvangrijke dataset en heeft men er een lange traditie van participatief waterbeheer.

Het conceptueel planningsmodel wil het begrip integraal waterbeheer vertalen naar een kader waarbinnen praktische toepassing van het begrip mogelijk wordt. Het kan een opstap zijn naar

adaptief waterbeleid waarbij het watersysteem centraal staat zonder ecocentrisch te zijn. Het vertalen naar de praktijk zal leiden tot een pragmatische invulling en de identificatie van kennishiaten en institutionele barrières. Daarbij kan men verschillende methodieken en modellen toepassen. Reductionisme mag evenwel niet gelijkstaan met het negeren van kennishiaten. Er bestaat een diepgewortelde gewoonte om terug te grijpen naar traditioneel waterbeheer. De toepassing van integraal waterbeheer moet tenminste trachten om de concepten van IWB in de praktijk te brengen.

Krachtlijnen voor Integraal bekkenbeheer

Om te komen tot structurele oplossingen voor het waterbeheer, is er nood aan een lange-termijn visie die rekening houdt met de fysisch-hydrologische kenmerken van een bekken. Sociale en economische activiteiten moeten afgestemd worden vanuit een bovenstrooms-benedenstrooms perspectief en daarbij rekening houden met de beoogde hydrologische en ecologische toestand (Lundqvist and Falkenmark 2000). Implementatie van deze benadering is moeilijk omdat verschillende beleidsdomeinen doorkruist worden.

Vele problemen in het waterbeheer hebben hun oorsprong in ondoordachte keuzes aangaande ruimtelijke planning. Recente (na-oorlogse) landgebruikspatronen houden zelden rekening met het fysische systeem en conflicteren met de natuurlijke waterhuishouding. Een gefragmenteerd landgebruik dat niet is aangepast aan de natuurlijke gradiënten in bodemhydrologie leidt tot conflicterende vereisten inzake het waterbeheer. Hoge fragmentatie leidt tot een groot grensvlak tussen de landgebruiksvormen. De zogenaamde verweving van landbouw, recreatie en natuurfuncties kan enkel succesvol zijn indien deze patronen gevormd worden vanuit het fysisch systeem. Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven worden zelden in rekening gebracht. Er bestaan tal van concepten die landschapsfunctionaliteit omkaderen zoals; Land Quality (Bouman, Jansen et al. 1999; Bouma 2002; Bouma 2006), Leakiness Indices (Pieri, Dumanski et al. 1995; Karlen, Mausbach et al. 1997; Doran and Zeiss 2000; Dumanski and Pieri 2000; Doran 2002), the "Dissipative Ecological Unit" (Ripl 1995; Zalewski 2000) and the blue-green water paradigm (Falkenmark en Rockstrom 2006). Al deze concepten delen dezelfde basis, namelijk dat de lokale bodemhydrologische eigenschappen de duurzaamheid van een bepaald landgebruik bepalen. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem zou leiden tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes (Ripl, 1995). De totale impact van landgebruikfragmen-

tatie, infrastructuur en de talrijke kleine en grote hydrotechnische ingrepen hebben een significant effect op bekkenschaal waarbij de complexiteit van het watersysteem enorm verhoogd wordt. De implementatie van modellen wordt hierdoor bemoeilijkt en oorzaak en gevolg zijn soms niet meer van elkaar te onderscheiden.

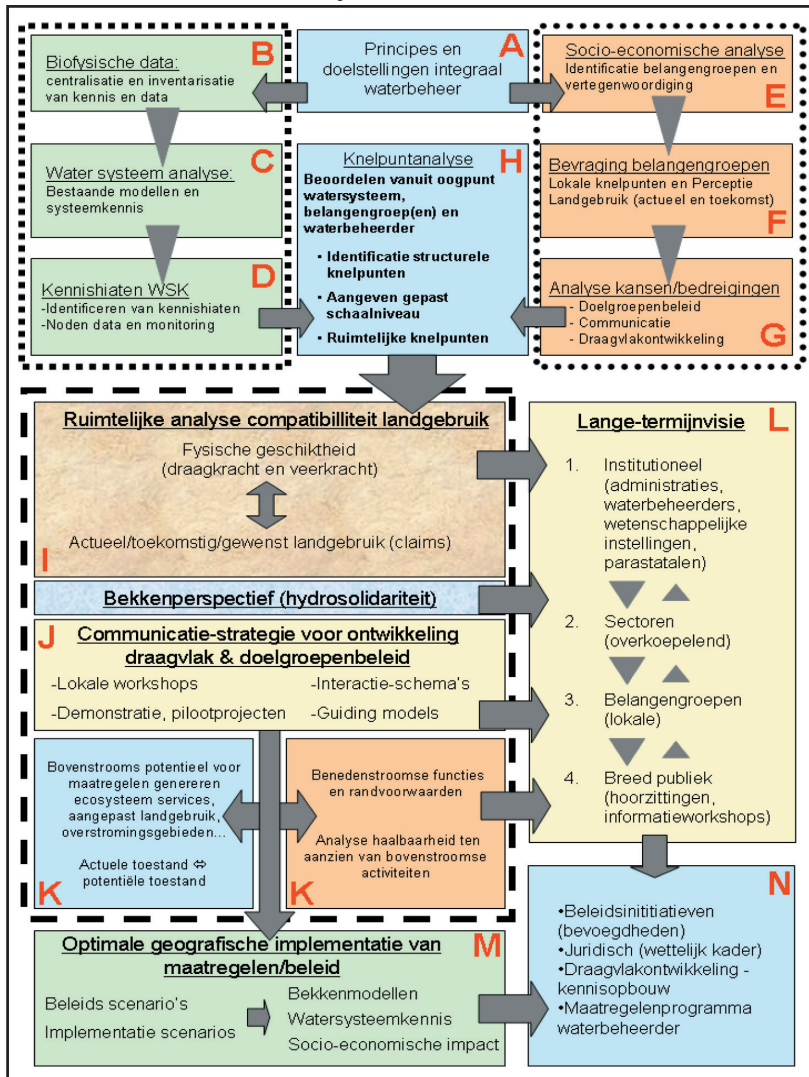
Het principe van de hydro-solidariteit houdt in dat men bij het bepalen van een lange-termijn visie op bovenstrooms landgebruik en rivierfuncties, expliciet rekening houdt met de benedenstroomse functies. Door het gebruik van druk en draagkracht indicatoren kan men een indicatie geven van de haalbaarheid en duurzaamheid van huidige en gewenste functies binnen een bekkenperspectief. Dit concept leent zich uitermate voor een participatief proces inzake visievorming, vertrekkende vanuit de huidige situatie. Het concretiseren van zulke vraagstukken aan de hand van kosten en baten vormt een uitdaging. Indien bovenstroomse impact de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengt, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of bovenstroomse maatregelen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar expliciete randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwantificeren. Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te aggregeren op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

Participatie kan een belangrijke meerwaarde bieden voor het opmaken van bekkenbeheerplannen. De praktische toepassing ervan blijkt moeizaam (Staes en Meire 2005; Staes et al. 2007a). Participatie in het kader van een planningsproces vereist klaarheid over wie op welk moment participeert en op welke manier dit gebeurt. Er moet tevens duidelijkheid zijn over de verwachtingen en doelstellingen van elk participatiemoment. Daarbij moet men overwegen welke participatievormen toepasselijk zijn. Het waterbeleid doorkruist tal van beleidsdomeinen en het is enigzins problematisch dat vooral traditionele hydrotechnische maatregelen binnen de bevoegdheid van de waterbeheerder vallen. Het opzetten van langdurige participatie en samenwerking tussen beleidsdomeinen onderling, met belangengroepen en de wetenschappelijke wereld is een noodzaak om te komen tot een adaptief en dynamisch waterbeleid. Participatie op maat is daarbij noodzakelijk. Een meer doelgerichte en strategische toepassing van participatie vereist een doorgedreven analyse van kansen en bedreigingen voor de verschillende belangengroepen. Vanuit die kennis kan men een aangepaste communicatie voeren met de belangengroepen en incentieven ontwikkelen voor participatie.

Conceptueel planningskader voor bekken-beheerplannen

Figuur 1 geeft een planningskader weer en wordt verder in detail besproken.

Figuur 1: Conceptueel planningsmodel opmaak bekkenbeheerplannen



A) Conditioneel aan het opmaken van een plan is het formuleren van algemene beleidslijnen en doelstellingen. De algemene principes van duurzaamheid en integraal waterbeheer moeten echter wel vertaald worden naar doelstellingen. De interpretatie van IWB is sterk context afhankelijk. Verschillen in socio-economische toestand, geografische ligging, cultuur, klimatologische omstandigheden of een specifieke problematiek maken dat deze interpretatie sterk verschillend kan zijn. Wil men tot een consequent beleid komen, moeten er duidelijke nationale beleidslijnen zijn waarop men het waterbeheer kan stelen. Een beleidsdocument moet het integraal waterbeheer inhoudelijk omkaderen met beginselen, concepten, monitoringprogramma's, participatieprocedures en kwalitatieve/kwantitatieve doelstellingen. De vertaling naar bekken specifieke doelstellingen is noodzakelijk om het participatief besluitvormingsproces te sturen. Het zorgt ervoor dat men onrealistische verwachtingen van de belangen-

groepen kan bijsturen. Dit aangezien het nationale waterbeleid de randvoorwaarden bepaalt waaraan alternatieve maatregelen moeten voldoen.

Het evenwicht zoeken tussen ecocentrische doelstellingen en antropocentrische belangen vormt dé uitdaging van een dergelijk beleidsplan. Beide peilers dienen maximaal verkend te worden alvorens ze samen te brengen. Zowel voor opbouw van watersysteemkennis als voor socio-economische kennis, worden hier drie fasen voorgesteld.

Watersysteemkennis

Om te komen tot een economische waardering van watersystemen in hun huidige of potentiële toestand is watersysteemkennis onontbeerlijk. Kennis van het fysisch functioneren van het watersysteem is een voorwaarde om bepaalde doelstellingen te formuleren en om de impact van maatregelen in te schatten.

B) Een eerste, voorbereidende fase is de inventarisatie en centralisatie van ruwe milieudata zoals landgebruik, hydrologie, bodem, lozingen etc... Vanuit deze inventarisatie kan men kennishiaten vaak reeds identificeren. C) De vertaling van data naar kennis is de tweede stap. Hierbij kan men gebruik maken van bestaande studies en modellen die inzicht geven in het functioneren van het watersysteem. Er bestaan massa's rapporten en plannen die verband houden met waterbeheer. Vaak betreft dit informatie die betrekking heeft op lokale situaties en weinig bruikbaar is op grote schaal. Het genereren van nieuwe watersysteemkennis in het kader van bekkenbeheer is meestal erg beperkt. Fragmentarisch onderzoek is echter onvoldoende om een antwoord te geven op centrale vraagstukken aangaande de identificatie van actuele en toekomstige bedreigingen voor het functioneren van het watersysteem (draagkracht en veerkracht) en het bepalen van milieukosten en baten die het watersysteem levert aan de maatschappij. D) In deze derde fase moet men de watersysteemkennis interpreteren naar kansen en bedreigingen voor het functioneren van het watersysteem. Daarenboven dient men kennishiaten te formuleren als actiepunten voor wetenschappelijk onderzoek en monitoring.

In een planningscyclus krijgt de vertaling van data naar kennis vaak onvoldoende aandacht. In het beste geval is er een vorm van expert-judgment om trends te verklaren en/of te adviseren voor bepaalde maatregelen. Er is noodzaak aan een doorlopend, strategisch onderzoeksprogramma dat gericht is op de integratie van watersysteemkennis op bekkenschaal.

Socio-economische analyse

E) Een socio-economische analyse in het kader van een bekkenbeheerplan beoogt het kwantificeren en identificeren van activiteiten die direct of indirect interageren met het watersysteem. Een kwalitatieve benadering aan de hand van inter-

actieschema's vormt een uitstekend instrument voor doelgroepcommunicatie en is tevens een toetssteen voor analyse van lokale situaties. Interactieschema's geven aan op welke manieren er een mogelijke impact is op het water systeem, hoe bepaalde praktijken processen kunnen verstoren en welke de mogelijke mitigerende maatregelen zijn. De identificatie van belangengroepen binnen de socio-economische analyse moet zo objectief mogelijk gebeuren, wil men de legitimiteit van het participatieve proces niet ondermijnen. Praktische overwegingen maken dit moeilijk. Alle belanghebbenden zouden de mogelijkheid moeten hebben om zich te organiseren in belangengroepen en zich te vertegenwoordigen. In de praktijk contacteert men bestaande sectorverenigingen, alhoewel deze vaak niet gerelateerd zijn tot waterbeheer, géén eenduidig standpunt hebben en niet altijd competent zijn om een zinnig advies te geven. Dit vormt een struikelblok voor het participatieve proces.

F) Het consulteren van belangengroepen en bewoners gebeurt best voorafgaand. Het kan belangrijke informatie opleveren. Deze consultatie kan men organiseren op verschillende manieren (interviews, enquêtes of infoavonden). Hierbij is het belangrijk om dit zo op te zetten dat men informatie verkrijgt over de percepties die bestaan ten aanzien van specifieke problematieken, knelpunten en het gevolgde waterbeleid. Hoe definiëren zij de knelpunten en wat zijn volgens hun de oorzaken en oplossingen? Het inventariseren van knelpunten ten aanzien van het water beheer en beleid moet gebeuren met een zekere systematiek. Daarbij kan het verzamelen van additionele informatie belangrijk zijn (locatie, tijdstip, betrokken belangengroepen, type, conflict, thematiek, compartiment, beleidsrelevantie). Deze informatie kan onder meer gebruikt worden voor:

- a) het ruimtelijk clusteren van knelpunten
- b) Identificatie van doelgroepen voor het ontwikkelen van een gerichte communicatie strategie (perceptie).
- c) Het clusteren van knelpunten tot een thematische problematiek
- d) doorstroming van knelpunten naar het gepaste beleidsniveau een beleidsdomeinen.

Interactieschema's kunnen ontwikkeld worden voor groepen met specifieke activiteiten en is een belangrijk instrument voor communicatie ten aanzien van belangengroepen met een specifieke activiteit. Deze laten zien op welke manier een doelgroep interageert met het watersysteem, welke impact deze hebben en hoe deze gemilderd kunnen worden. Hierbij kan er specifieke aandacht zijn voor goede praktijken inzake landgebruik. Landgebruik is een bepalende factor in hydrologische en ecologische processen. Een degelijke inventarisatie van landgebruik vormt het startpunt voor het exploreren van landgebruikopties. Het beter afstemmen van landgebruik op de bodemhydrologische gesteldheid is daarbij een centrale doelstelling. Fysische geschiktheidskaarten kunnen opgemaakt worden voor bepaalde landgebruiksvormen en geven aan waar het landgebruik meer of minder compatibel is met de natuurlijke bodemhydrologische toestand

(Staes en Meire, 2007b). Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven worden zelden in rekening gebracht. Doelgroepen met specifiek landgebruik kunnen in dat kader geconsulteerd worden over hun visie op toekomstige aanspraken en ontwikkelingen. Confrontatie van deze aanspraken met de fysische geschiktheidskaarten kan gebruikt worden voor overleg inzake aangepaste praktijken en het ontwikkelen van een lange-termijn visie op landgebruik in het algemeen (Staes en Meire, 2007b). Ruimtelijke clusters van incompatibiliteit tussen actueel/toekomstig landgebruik en de fysische geschiktheid kan gezien worden als een knelpunt vanuit het functioneren van het watersysteem.

G) Het analyseren van kansen en bedreigingen voor belangengroepen is essentieel voor het slagen van een participatief proces. De inlossing van bepaalde verwachtingen en omgaan met gevoeligheden ten aanzien van bepaalde knelpunten vereist een goed voorbereid participatief traject. Door het expliciet erkennen van hun bekommernissen is het mogelijk hun te activeren en te motiveren voor participatie. Specifieke communicatie en informatie kan nodig zijn om percepties te ontcrachten die bedreigend zijn voor samenwerking.

H) Een knelpunt analyse confronteert antropocentrische belangen met ecocentrische belangen. Knelpunten vanuit de socio-economische analyse dienen daarbij geëvalueerd te worden vanuit het perspectief van de belangengroepen, de waterbeheerders en het watersysteem (bv experts). Op deze manier kunnen de knelpunten teruggebracht worden tot structurele knelpunten. Deze kan men vervolgens indelen naargelang het gepaste beleidsniveau (bv gemeentelijk DULO, bekkenbeheerplannen, stroomgebiedniveau, Gewestelijk, nationaal, europees) en de betrokken beleidsdomeinen. Het perspectief van de waterbeheerder maakt duidelijk waar de bevoegdheden zitten en welke rol deze spelen bij het vinden van oplossingen/maatregelen. De schijnbare onwil teneinde bepaalde knelpunten op te lossen ligt maar al te vaak bij bevoegdheidsconflicten of een gebrekkig juridisch kader. Het perspectief vanuit het watersysteem maakt een expliciete link tussen aanspraken, de daarmee gerelateerde knelpunten en het functioneren van het watersysteem. Belangenconflicten moeten gecommuniceerd worden met de doelgroepen.

I) Binnen een rivierbekken vinden tal van activiteiten plaats die het watersysteem beïnvloeden (Falkenmark et al. 2004). Verschillende sectoren en belangengroepen maken aanspraken op grondgebruik, water en tal van "ecological goods and services". Deze zijn echter beperkt in hun oppervlakte, hoeveelheid of draagkracht. Problemen inzake waterbeheer zijn vaak terug te brengen tot een teveel aan onaangepast landgebruik

ten opzichte van de bodemhydrologische eigenschappen. Kunstmatige drainage van natte gebieden, toenemende verharding, kanalisatie van waterlopen en de ingebruikname van overstromingsgebieden leiden gezamenlijk tot een verhoogde kwetsbaarheid voor zowel overstromingen als voor verdroging. Een gefragmenteerd landgebruik zorgt logischerwijs voor een groter contactoppervlak tussen de verschillende gebruiksfuncties met talloze lokale conflicten tot gevolg. Het hydrologisch en ecologisch functioneren van het bekken wordt aangetast omdat men landgebruik wil handhaven of mogelijk maken op plaatsen die er van nature niet geschikt voor zijn. Toch worden er nog grote inspanningen geleverd om al deze gebruiksfuncties kunstmatig naast elkaar in stand te houden met verdere versnippering en aantasting van het watersysteem tot gevolg. Om een duurzame ontwikkeling van watergerelateerde activiteiten te bekomen moet men het waterbeleid mee incorporeren in de landschapsontwikkeling. Om een globaal beleid op te stellen, is het noodzakelijk om knelpunten, landgebruik, functies, randvoorwaarden en maatregelen te analyseren en te beoordelen vanuit een ruimtelijk perspectief. Wanneer we tot een duurzaam integraal waterbeheer willen komen moeten we het landgebruik afstemmen op de fysische, geologische en hydrologische eigenschappen van het bekken. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem leidt tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes (Ripl, 1995). Een ruimtelijke analyse heeft tot doel om deze relaties te analyseren en kan gebruikt worden als een instrument voor betere afstemming van het landgebruik op het watersysteem. Het analyseren en in kaart brengen van potenties voor het genereren van ecologische services (watersysteemfuncties) waarbij potentiële maatregelen enerzijds bepaald worden door de fysische geschiktheid om een watersysteemfunctie te vervullen en anderzijds door de mogelijkheden om het actueel landgebruik om te vormen of hierop af te stemmen. Dit komt zowel het waterbeheer als de sectoren zelf ten goede. Deze aanpak is echter niet conform met de verwachtingen die men ten aanzien van de waterbeheerder heeft. Het toepassen van technische ingrepen zit diepgeworteld en er is vaak een zware druk om deze toch toe te passen.

J) Het ontwikkelen van een draagvlak voor een weliswaar vernieuwend waterbeleid is niet eenvoudig. Men vertrekt immers vanuit een generatie die het nog heeft over waterzieke gronden en die land gewonnen hebben op de (nutteloze) natuur. Deze mentaliteit ombuigen is niet eenvoudig en vereist een leertraject. Informatie en communicatie op maat van de doelgroepen verhoogt de kans op succes. Vanuit de bevraging van de belangengroepen (f) en een analyse van de percepties op het waterbeheer kan men doelgroepen identificeren en een gerichte communicatiestrategie ontwikkelen. Het visualiseren van streefbeeld en het opzetten van demonstratie/piloot-

projecten is een effectieve manier om wantrouwen weg te werken.

K) Het vinden van een balans tussen ecocentrische en antropocentrische belangen is een moeilijke oefening waarbij economische valorisatie groeide belangstelling geniet (Costanza, d'Arge et al. 1997; Chee 2004; Millennium Ecosystem Assessment 2005). Het bepalen van kosten en baten van maatregelen inzake waterbeleid is echter niet eenduidig. Economische valorisatie van milieubaten worden vaak gecontesteerd door zowel economen als ecologen (Wilson en Hoehn 2006). Niettemin bestaat er wel degelijk een verborgen vraag naar milieubaten. Het natuurlijk zuiveren van oppervlaktewater door ecologische processen bespaart bijvoorbeeld zuiveringskosten.

Daarnaast kunnen milieubaten zich binnen een watersysteem op verschillende plaatsen en aspecten manifesteren (bvb drinkwater én viswater). Het aanleggen van een overstromingsgebied in een bovenloop draagt, 'ondanks een afnemende invloed' bij tot het verminderen van een overstromingsrisico over het volledige benedenstrooms traject. Wanneer we kosten en baten van maatregelen willen bepalen, moet men zicht krijgen op de benedenstroomse noden (vraag) en de baten die aan de maatregelen verbonden zijn. Deze baten kunnen direct zijn, vermeden kosten (zuivering) of vermeden risico's (overstromingen). De baten van ecological services door herstelmaatregelen of verminderde impact op het watersysteem is dus een functie van de vraag naar verbetering in waterkwaliteit, veiligheid, natuurbeleving etc... De waterlopen, oeverzones en hun valleigebied vervullen functies voor de mens (transport, fietspad, viswater, irrigatiewater etc...). Het principe van de hydro-solidariteit houdt in dat men bij het bepalen van een langetermijnvisie op landgebruik en rivierfuncties in een bovenstrooms gebied, expliciet rekening houdt met de benedenstroomse functies. Door het gebruik van indicatoren kan men de haalbaarheid en duurzaamheid van huidige en gewenste functies binnen een bekkenperspectief bepalen. Dit concept leent zich uitermate voor een participatief proces inzake visievorming, vertrekkende vanuit de huidige situatie. Het concretiseren van zulke vraagstukken aan de hand van kosten en baten vormt een uitdaging. Indien bovenstroomse activiteiten de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengen, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of maatregelen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwantificeren. Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te aggregeren op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

M) De beleidsscenario's die gegenereerd worden met een dergelijk concept, zijn inhoudelijk goed onderbouwd, maar kunnen moeilijk getoetst worden op hun werkelijke effectiviteit. Daarvoor zijn er accurate, vaak disciplinegebonden modellen nodig gaande van hydrologische modellen tot socio-economische impact studies.

Ondanks een groeiend arsenaal aan concepten en modellen voor integraal waterbeheer, blijft hun effectieve toepassing fragmentarisch. Veel "State of the Art" beleidsondersteunende modellen worden ontwikkeld voor "model" rivierbekkens die voldoen aan talrijke randvoorwaarden (data-vereisten). Deze aanpak, waarin het model en de wetenschappelijke complexiteit centraal staan, faalt wanneer deze niet algemeen toepasbaar is. De modellen die wel toepasbaar zijn, hebben zelden de functionaliteit om integraal waterbeheer in de praktijk te brengen (Rizzoli en Young 1997; McIntosh, Seaton et al. 2007). Statistische modellen kunnen vrij accuraat zijn, maar zijn niet geschikt om maatregelen te simuleren. Dit omdat het fysisch systeem niet geïncorporeerd is binnen het model. De gedistribueerde modellen die gebaseerd zijn op simulaties van fysische processen zijn dan weer sterk gelimiteerd door het ontbreken van data voor parameterisatie (Christiaens en Feyen 2001; Moreda, Koren et al. 2006) of correcte validatietechnieken (Bathurst, Ewen et al. 2004). De toepasbaarheid is gering door hun beperkt probleemoplossend vermogen. De modellen laten toe om de impact van verschillende scenario's met elkaar te vergelijken maar zijn meestal niet in staat om zelf probleemoplossende scenario's te generen. Dit maakt dat scenario's eerst moeten worden ontwikkeld alvorens ze geëvalueerd kunnen worden in het model en dat het model in staat moet zijn om de scenario's te incorporeren als parameters. Huidige numerieke en/of beleidsondersteunende modellen hebben een vanzelfsprekende tendens om zich te richten op aspecten van het watersysteem die gekend, voorspelbaar en controleerbaar zijn (Holling en Meffe 1996; Briggs 2003). Daartegenover staat dat het ontwikkelen van modellen die in staat zijn om de verschillende hydrologische en ecologische processen simultaan te simuleren niet getuigt van realisme en sterk gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid aan data en kennis. De incorporatie van het watersysteem en al zijn processen in een model is een kritische factor in de representativiteit van simulaties/resultaten (Lopes en Canfield 2004). Kennishiaten inzake watersysteemkennis kunnen ook bij de toepassing van modellen leiden tot onrealistische resultaten en foute conclusies.

L) Afgezien van inhoudelijke-interdisciplinaire integratie vormt bestuurlijke integratie een tweede grote uitdaging. Het ontwikkelen van een langetermijnvisie vereist intensieve samenwerking tussen verschillende beleidsdomeinen (mobiliteit, ruimtelijke ordening, leefmilieu, ...). Deze horizontale integratie dient ook nog eens herhaald te worden op de verschillende beleidsniveaus. Het waterbeheer is traditioneel een zaak van water-

beheersing ten dienste van de veiligheid, watertransport en de landbouw. De versnippering van bevoegdheden over verschillende beleidsdomeinen en beleidsniveaus hypothekeert de uitvoering van integraal waterbeleid. Er blijkt een grote noodzaak aan participatie en overleg tussen de verschillende beleidsmakers (administraties) en uitvoerders (waterbeheerders). Alhoewel de kaderrichtlijn water stelt dat andere planprocessen rekening moeten houden met de bekkenbeheerplannen, is er nog altijd een terughoudendheid van administraties en waterbeheerders om actief samen te werken. Vele knelpunten zijn terug te brengen tot structurele problemen inzake tegenstrijdigheden tussen beleidslijnen, bevoegdheidsdisputen, onduidelijke wetgeving en de handhaving ervan. Aspecten die grotendeels buiten de bevoegdheden van een bekkenbeheerplan vallen en waarop vooral bevoegdheidsoverstijgende samenwerking een antwoord kan bieden. De bestuurlijke integratie heeft daarenboven af te rekenen met een verticale versnippering. De hogere beleidsniveaus moeten doorwerken naar de lagere beleidsniveaus. Na de bestuurlijke integratie kan pas overgegaan worden tot participatie van belangengroepen op de verschillende beleidsdomeinen. Indien deze bestuurlijke integratie niet uitgekristalliseerd is, werkt dit het participatie proces tegen. Het moet duidelijk zijn wie er op welk moment inspraak heeft in een bepaalde materie en wat de kritlijnen zijn. Een vrijblijvende inspraakronde waarbij men fundamentele beleidslijnen in vraag kan stellen, wekt onrealistische verwachtingen op bij de deelnemers. Het moet duidelijk zijn waarover hun inspraak gevraagd wordt. Als dit niet duidelijk is kan men geen agenda opstellen en de inspraak ook niet modereren. Dit hangt nauw samen met de doelstellingen die geformuleerd zijn op hogere beleidsniveaus en hoe deze vertaald zijn naar het betreffende beleidsniveau (DULO, BBP). Deze verticale en horizontale integratie vereist een gefaseerde aanpak. Een top-bottom benadering lijkt de enige werkbare formule. In dit planningsmodel is dit voorafgegaan door een van een bottom-up consultatie en knelpuntanalyse. De lokale consultatie heeft tot doel om knelpunten door te laten stromen naar het gepaste beleidsniveau. Vanuit de knelpuntanalyse moet het duidelijk worden waar er bestuurlijke en juridische problemen zijn.

Het oprichten en ondersteunen van overlegstructuren in waterbeleid is een traag en moeizaam proces. Als men kiest voor participatie en inspraak, moet het op elk beleidsniveau duidelijk zijn wie inspraak heeft over welke materie. Het grote aantal belanghebbenden noodzaakt om te werken met vertegenwoordiging via belangengroepen. Het voordeel van te werken met vertegenwoordiging is dat men te maken heeft met minder overlegpartners en er een grotere kans is om eensgezindheid te bereiken. Een nadeel is dat er wel een groeiproces en kennisopbouw is bij de vertegenwoordigers, maar niet bij diegenen die deze vertegenwoordigt. Deze vervreemding kan de oorzaak zijn van een terugval tijdens het

overlegproces waarbij men op een gegeven moment terug aansluiting probeert te vinden bij de achterban. Een belangenorganisatie die is opgericht voor een bepaald doel is meestal gespecialiseerd en verenigt echter niet per definitie dezelfde belanghebbenden wanneer het gaat om kwesties die buiten deze doelstellingen vallen. Op hogere beleidsniveaus zijn er meestal professionele adviesraden voor beleidsdomeinen, sectoren en ngo's met eigen studiediensten. Op lagere beleidsniveaus loopt dit vaak veel moeizamer. Hier speelt lokale kennis ook een grotere rol, aangezien het meer praktisch en concreet wordt. Het identificeren van regionale belangengroepen en belangenorganisaties wordt moeilijker. Niet alle belangengroepen zijn georganiseerd of hebben moeilijkheden om een vertegenwoordiger aan te duiden.

Conclusies

Het huidige institutioneel en beleidsmatig kader vormt meestal hét uitgangspunt bij het ontwikkelen van een methodologie/kader voor bekkenbeheer en bekkenbeheersplannen. De consolidatie van dit beleidsmatig kader bevordert gezinszins een flexibel en adaptief waterbeleid. De geschetste methodiek heeft duidelijke aanknopingspunten met de methodiek voor Vlaanderen maar geeft ook impliciet aan waar er tekortkomingen zijn. Elk van de elementen uit het planningsmodel beoogt een duidelijke taak en rol in het ontwikkelen van een langetermijnvisie. Een minimalistische invulling van deze elementen duidt evenwel op uitdagingen voor het integraal waterbeheer. Het zal evenwel duidelijk zijn dat men nog niet klaar is om alle beleidsdomeinen in dergelijke mate af te stemmen op het watersysteem. In de praktijk is er onder druk van belangengroepen en politiek nog altijd een neiging om het watersysteem te reguleren en controleren om de antropogene functies vervuld te krijgen, hetzij dan met aandacht voor ecologische aspecten. Alhoewel de kaderrichtlijn water stelt dat andere planprocessen rekening moeten houden met de bekkenbeheersplannen, is er nog altijd drempelvrees bij administraties en waterbeheerders om actief samen te werken. Om een globaal beleid op te stellen, is het noodzakelijk om knelpunten, landgebruik, functies, randvoorwaarden en maatregelen te analyseren en te beoordelen vanuit een ruimtelijk perspectief en te vertalen naar een langetermijnvisie. Het bepalen van kosten en baten van maatregelen inzake waterbeleid vormt daarbij een belangrijk element. Indien bovenstroomse activiteiten de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengen, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of maatregelen nemen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwantificeren.

Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te bepalen op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

Referenties

- Bathurst, J. C., J. Ewen, et al. (2004). "Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 3. Blind validation for internal and outlet responses." *Journal of Hydrology* 287(1-4): 74-94.
- Beck, M. B. (2005). "Vulnerability of water quality in intensively developing urban watersheds." *Environmental Modelling & Software* 20(4): 381-400.
- Bouma, J. (2002). "Land quality indicators of sustainable land management across scales." *Agriculture Ecosystems & Environment* 88(2): 129-136.
- Bouma, J. (2006). "Hydropedology as a powerful tool for environmental policy research." *Geoderma* 131(3-4): 275-286.
- Bouman, B. A. M., H. G. P. Jansen, et al. (1999). "A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales." *Agriculture Ecosystems & Environment* 75(1-2): 55-73.
- Briggs, S. (2003). "Command and control in natural resource management: Revisiting Holling and Meffe." *Ecological Management and Restoration* 4(3): 161-162.
- Chee, Y. E. (2004). "An ecological perspective on the valuation of ecosystem services." *Biological Conservation* 120(4): 549-565.
- Christiaens, K. and J. Feyen (2001). "Analysis of uncertainties associated with different methods to determine soil hydraulic properties and their propagation in the distributed hydrological MIKE SHE model." *Journal of Hydrology* 246(1-4): 63-81.
- Costanza, R., R. d'Arge, et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature* 387(6630): 253-260.
- Doran, J. W. (2002). "Soil health and global sustainability: translating science into practice." *Agriculture Ecosystems & Environment* 88(2): 119-127.
- Doran, J. W. and M. R. Zeiss (2000). "Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality." *Applied Soil Ecology* 15(1): 3-11.

Dumanski, J. and C. Pieri (2000). «Land quality indicators: research plan.» *Agriculture Ecosystems & Environment* 81(2): 93-102.

European Commission (2000). *European Water Framework directive (WFD), Directive 2000/60/EC, Establishing a framework for community action in the field of water policy.*, Official Journal of the European Communities L327: 1-72.

Falkenmark, M., L. Gottschalk, et al. (2004). "Towards integrated catchment management: Increasing the dialogue between scientists, policy-makers and stakeholders." *International Journal of Water Resources Development* 20(3): 297-309.

Falkenmark, M. and J. Rockstrom (2006). "The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management." *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 132(3): 129-132.

Holling, C. S. and G. K. Meffe (1996). "Command and control and the pathology of natural resource management." *Conservation Biology* 10(2): 328-337.

Karlen, D. L., M. J. Mausbach, et al. (1997). "Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation." *Soil Science Society of America Journal* 61(1): 4-10.

Lopes, V. L. and H. E. Canfield (2004). "Effects of watershed representation on runoff and sediment yield modeling." *Journal of the American Water Resources Association* 40(2): 311-319.

McIntosh, B. S., R. A. F. Seaton, et al. (2007). «Tools to think with? Towards understanding the use of computer-based support tools in policy relevant research.» *Environmental Modelling & Software* 22(5): 640-648.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Washington, DC., Island Press.

Moreda, F., V. Koren, et al. (2006). "Parameterization of distributed hydrological models: learning from the experiences of lumped modeling." *Journal of Hydrology* 320(1-2): 218-237.

Parker, P., R. Letcher, et al. (2002). "Progress in integrated assessment and modelling." *Environmental Modelling & Software* 17(3): 209-217.

Pieri, C., J. Dumanski, et al. (1995). "Land Quality Indicators." *World Bank Discussion Paper No.315.* World Bank, Washington, DC. : 51 pages.

Ripl, W., Hildmann, Ch., Janssen, T., Gerlach, I., Heller, S. & Ridgill, S. (1995). *Sustainable redevelopment of a river and its catchment - the Stör River Project. Restoration of Stream Ecosystems - an integrated catchment approach.* M. B. Eiseltová, J. , IWRB Publication. 37: 76-112

Rizzoli, A. E. and W. J. Young (1997). "Delivering environmental decision support systems: software tools and techniques." *Environmental Modelling & Software* 12(2-3): 237-249.

Staes, J. and P. Meire (2005). "Publieke participatie bij de opmaak van bekkenbeheerplannen." *Tijdschrift Water Themanummer "water, institutionele vernieuwing en participatie"*(Sept. - Okt., 2005).

Staes, J., P. Meire, et al. (2007a). *Participation Aspects in the Realisation of the Nete River Basin Management Plan. Integrated Water Management: Practical Experiences and Case Studies: Proceedings of the NATO /CCMS - Integrated Water Management Pilot Studies.* L. C. Dordrecht, Springer - Verlag.

Staes, J. and P. Meire (2007b). *A Tool For Participatory Land-Use Planning And River Basin Management. Enhancing Training on Collaborative Planning of Natural Resources Management.* H. Mäkinen. Helsinki, Finland, Finnish Environment Institute, Expert Services Department.: 74-87.

Wilson, M. A. and J. P. Hoehn (2006). "Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science." *Ecological Economics* 60(2): 335-342.

Zalewski, M. (2000). "Ecohydrology — the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources." *Ecological Engineering* 16(1): 1-8.

J. Staes en P. Meire

*Universiteit Antwerpen
Departement Biologie
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Universiteitsplein 1
2610 Wilrijk
email: jan.staes@ua.ac.be*