

TNO report

42/02.002943

Towards including desiccation in LCA

www.tno.nl

T +31 40 265 00 00
F +31 40 265 03 01

Date	14 June 2002
Author(s)	Remco van Ek (RWS RIZA, Lelystad) Erwin Lindeijer (TNO Industrial Technology) Lauran van Oers (CML RUL, Leiden) Ester van der Voet (CML RUL, Leiden) Jan-Philip Witte (DWR WAU, Wageningen & Kiwa A&O, Nieuwegein)
Number of pages	48
Number of appendices	2
Sponsor	Delft Cluster RWS RIZA Kiwa TNO Industrie
Project name	Verdroging in LCA
Project number	007.10625/01.02.04 007.62116/01.01

All rights reserved.

No part of this publication may be reproduced and/or published by print, photoprint, microfilm or any other means without the previous written consent of TNO.

In case this report was drafted on instructions, the rights and obligations of contracting parties are subject to either the Standard Conditions for Research Instructions given to TNO, or the relevant agreement concluded between the contracting parties. Submitting the report for inspection to parties who have a direct interest is permitted.

© 2002 TNO

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de eerste stappen die gezet zijn naar het incorporeren van verdrogingseffecten in de levenscyclusanalyse methodiek (LCA). Voor deze ontwikkeling is samengewerkt tussen de LCA-instituten TNO Industrie en CML van het Centrum voor Ketenanalyses en Milieu (CKM), Kiwa N.V., Sectie Waterhuishouding van de Wageningen Universiteit, en Rijkswaterstaat RIZA.

Voor deze methodische ontwikkeling zijn twee routes gevolgd.

Allereerst zijn vanuit de gevoeligheid van ecotootype-grondsoortcombinaties voor de grondwaterstand een viertal opties voor grove ruimtelijke differentiatie ontwikkeld. Deze opties leverden echter verschillende uitkomsten op. Deze verschillen bleken in het tijdsbestek van deze studie niet verklaarbaar. Nader onderzoek is nodig om een robuuste indicator te kunnen kiezen.

Daarnaast zijn een aantal bestaande nationale wateronttrekkings scenario's opnieuw doorgerekend met de (eco)hydrologische modellen NAGROM, MOZART, MONA en DEMNAT om de relatie tussen verandering van onttrekkingssnelheid en verandering van natuurwaarde te bepalen. Uitgedrukt in natuurwaarde-indicatoren volgens DEMNAT blijkt er een lineaire relatie te zijn tussen de verandering in onttrekkingssnelheid en verandering in natuurwaarde op nationaal niveau. Er is een nabewerkingsprogramma geschreven om deze veranderingen in natuurwaarde ook uit te kunnen drukken in diverse plantensoortindicatoren. Met enkele van de soortindicatoren wordt aangesloten op biodiversiteitsindicatoren zoals gebruikt in LCA. Op deze manier kunnen verdrogingseffecten op nationale schaal vergeleken worden met LCA scores voor biodiversiteitseffecten van met name landgebruik.

In een case studie is de orde-grootte van berekende biodiversiteits-effecten van verminderde verdroging en van landgebruik door energiebesparing vergeleken. Dit is gedaan op basis van de resultaten uit de tweede onderzoeksroute. De case betrof een verdere penetratie van spaardouches in Nederland. Het bleek dat de zo berekende verdrogingseffecten tot een factor 100.000 hoger uitvallen dan met een volgens de TNO-methode berekende landgebruikseffecten door energiebesparing.

Om in cases waar de uitspraak minder eenduidig is (zoals bij Ander Water systemen waar tegengaan van verdroging ten koste van meer energiegebruik gaat) een dergelijke uitspraak meer verantwoord en nauwkeuriger te kunnen doen, moeten verdrogingseffecten in het buitenland kunnen worden bepaald. Daarvoor is allereerst een keuze van (verbeterde) milieu-beoordelingswaarden nodig, om grondsoort-afhankelijke gevoeligheden mee te kunnen nemen. Daarnaast moet vastgesteld worden in welke gebieden ecosystemen gevoelig zijn voor grondwaterstandsverlagingen. Tenslotte moeten de hydrologische effecten van grondwateronttrekkingen op het grondwaterniveau per gebied kwantitatief worden ingeschat.

Met deze aanpak kan in principe op een vergelijkbare manier als in de case studie de effecten van hydrologische ingrepen door bijvoorbeeld grondstofwinning, bodemafdichting, afkoppelen van regenwater en gebruik van huishoudwater grofweg worden bepaald en vergeleken met andere LCA effectscores. Hiervoor zijn nog wel case-typische lokale hydrologische modelleerstappen nodig. Dit geeft een mondiaal

afwegingskader voor verdrogingseffecten, waarmee de relatieve relevantie van verdroging ten opzichte van andere ingrepen in de natuur kunnen worden vastgelegd. De toepassingsmogelijkheden van een dergelijke aanpak reiken tot voorbij de grenzen van de huidige LCA methodologie.

Summary

This report describes the first steps towards global incorporation of desiccation impacts in the LCA methodology. For this development the following institutes co-operated: TNO Industrial Technology and the Centre for Environmental Science in Leiden (CML) of the Centre of Chain Analysis and Environment, Kiwa N.V. and the Institute for Inland Water Management and Waste Treatment (RIZA) of the Ministry of Transport, Public Works and Water Management (RWS).

For this methodological development 2 routes have been followed.

First of all, from relationships between ecotope-soil type and sensitivity for groundwater level 4 options have been developed for a rough regional differentiation. These options resulted in different results, however. These results could not be explained adequately in the course of this study. Further research is required to arrive at a robust indicator choice.

Secondly, a number of existing national water extraction scenarios have been recalculated using the (eco)hydraulic models NAGROM, MOZART, MONA and DEMNAT to determine the relationship between change of extraction flow and change in nature (conservation) value. Expressed in terms of the nature conservation value units (CVU) of DEMNAT, there appears to be a linear relationship between extraction speed and change in nature value at the national level. A post-processor programme has been written to be able to express these changes in nature value also in terms of various plant species indicators. Some of these indicators are also used for biodiversity indicators as used in LCA. In this manner, desiccation impacts at the national level can be compared to LCA scores on biodiversity due to land use.

In a case study the order-of –magnitude impact scores of desiccation and land use are compared, on the basis of results from the second research route. The case concerned a further penetration of water saving shower systems in the Netherlands. It appeared that the calculated positive desiccation impacts were up to a factor 100,000 higher than the positive land use impacts of energy savings calculated according to the TNO methodology.

To be able to give an encompassing and precise answer to cases where the results are not so univocal (such as in the case of alternative water supply systems where opposing desiccation goes at the expense of additional energy requirement), the desiccation impacts abroad need to be determined. First of all, this requires the choice for an (improved) environmental indicator, to allow inclusion of soil dependent sensitivities. Also, one needs to determine in which regions ecosystems are actually sensitive to desiccation. Finally, the hydraulic impacts of groundwater extractions on the groundwater level needs to be assessed quantitatively per region.

With this approach the impacts of hydraulic interventions such as resource extraction, surface sealing, detaching rainwater from the sewage system and use of alternative water supply systems can be roughly assessed and compared to other LCA impact scores, in analogy to the present case study. This does require some case-specific local hydraulic modelling. If pursued, it gives a global assessment framework for desiccation impacts, allowing for the presentation of the relative importance of desiccation compared to other interventions in nature. The application options of such an approach reaches out beyond the traditional LCA methodology.

Contents

1	Introduction	7
1.1	Project aim	7
1.2	Project structure	8
1.3	Research approach	8
2	LCA framework for desiccation	10
2.1	Introduction	10
2.2	The LCA Inventory	11
2.3	LCA impact assessment	12
2.3.1	General structure	12
2.3.2	Classification	13
2.3.3	Models for estimating the impacts of water extraction	15
2.3.4	Using the models in the LCA framework: characterisation	17
2.4	Normalisation and weighing	17
2.5	Conclusions	17
3	LCA Characterisation factors based on dose – effect functions	18
3.1	Defining soil specific dose – effect curves	18
3.2	Developing a desiccation sensitivity scale S based on the dose – effect curves given in DEMNAT	20
3.2.1	Marginal change and Completeness	20
3.2.2	Integral of the curve	23
3.2.3	Further aggregation of soil types	26
3.2.4	Slope characteristic	27
3.3	Discussion and conclusions	28
4	Regionally differentiated impact assessment	30
4.1	Introduction	30
4.2	Modelling calculations on a national level	30
4.3	Modelling results	31
4.4	More regionally differentiated calculations	35
5	Extrapolation abroad	36
6	Partial LCA case study ‘Water saving shower system’	38
6.1	Introduction; goal and scope definition	38
6.2	Partial inventory for the case study ‘Water saving shower system’	38
6.3	Calculating the related impact scores	40
6.4	Conclusions from this case study	41
7	Discussion, research recommendations and conclusions	43
7.1	Discussion	43
7.2	Research recommendations	46
7.3	Conclusions	47
8	References	48

9	Signature	51
	Annex 1 Verandering van natuurwaarden door grondwaterwinning	52
	Annex 2 Berekeningen met DEMNAT-2.1 t.b.v. “Verdroging in de LCA”	93

1 Introduction

1.1 Project aim

LCA (Life Cycle Assessment) is a technique to assess potential environmental impacts due to products and systems. In the LCA methodology, the focus for assessing impacts has always been emissions and resources. Land use impacts and impacts of desiccation have hardly been addressed until the nineties. Since then, some methodologies have been developed to assess land use impacts in more detail. For impacts of water extraction on ecosystems, no detailed assessment method has been proposed to date.

The aim of this project is an attempt to develop a Life Cycle Impact Assessment method for the potential impacts of groundwater extractions on ecosystems and biodiversity. Two possible application types had been distinguished at the start of the project:

- 1) To present regionally differentiated impact scores for desiccation next to other impact scores in the LCA methodology, in order to be able to compare different extraction situations within the Netherlands
- 2) To express national average impact scores for desiccation in the same terms as impacts of land use in LCA, in order to be able to compare desiccation impacts on ecosystems with land use impacts world-wide

An example of the first application type is the comparison of alternative water delivery options for a certain region in the Netherlands, such as using a rainwater basin and pump for second grade water to reduce traditional water distribution volumes. The pump uses surplus energy which is only acceptable when there is a counterbalancing decrease on other (desiccation) impacts.

An example of the second application type is to include desiccation impacts in a (screening) LCA of the design of a water saving device which uses more material. By expressing roughly the desiccation impacts in the same terms as land use impacts for the extraction and production of the surplus materials, an idea of the risk of problem shifting can be acquired.

In a later stage, it was acknowledged that also for benchmarking of water extraction measures by (water supply/management) organisations this kind of approach could also be used, although further adaptations would be required.

The ambition of this development is to make the step from not including desiccation at all, to including it in a rough manner in LCA. Whether further detailing is useful is to be discussed.

1.2 Project structure

This project was one of the sub-projects to this programme, including co-financing of the research. Phase 1 of this project (on land use impacts in LCA) was performed in parallel to this (sub)project, allowing for cross-breeding. Other sponsors for this (sub)project were:

- The Institute of Inland Water Management and Waste Treatment (RIZA) of the Ministry of Transport, Public Works and Water Management (RWS)
- Kiwa O&A, a research organisation for water extraction organisations
- The Ministry of Economic Affairs, via TNO Industrial Technology

The project was managed within TNO Industrial Technology. Project partners were:

- CML (Centre for Environmental Science) UL (University of Leiden): Ester van der Voet & Laurant van Oers
- DWR (Department of Water Resources) WAU (Wageningen Agricultural University): Jan-Philip Witte*
- RWS RIZA: Remco van Ek

* Also affiliated to Kiwa O&A

1.3 Research approach

First of all, the general framework to assess how to integrate desiccation impacts in LCA had to be established. This was performed mainly by CML, resulting in an overview of possible approaches and their limitations. Their report is chapter 2 of this report.

Next, *two different routes* have been followed to arrive at solutions for the different application types. The reason for this splitting up of the approach was that the approach to develop a fully regionally differentiated score via the Dutch hydrological models and the flora map of Stichting Floron was too ambitious for this project. Additional modelling of the regional physical impacts of water extraction that lead to regional desiccation impacts is required for this, and RIZA could not provide the resources for the additional task in this project. Only the national average impact score could be determined in this manner, and another route was required to investigate the possibility for an impact assessment based on soil type differences.

Route 1:

For the development of LCA characterisation factors¹ to be applied in principle on an international level, modelling data valid for the Dutch situation were analysed by CML to assess the relative sensitivity of ecosystems on different soil types to groundwater level changes. Several approaches are compared to each other in chapter 3. Requirements and possibilities for application abroad are given, based on annex 1 (in Dutch) from DWR/Kiwa. The relationship between groundwater extraction and groundwater level lowering was not further assessed in this route.

¹ Characterisation factors are used in LCA to weigh individual interventions contributing to the same impact category.

Route 2:

For a more regionally differentiated approach based on the software model DEMNAT, an update of earlier national water extraction scenario's to the latest version of DEMNAT was performed by RIZA. By DWR/Kiwa these results were linked to the Dutch km² database on plant species FLORON, resulting in a software tool to express desiccation impacts in various botanical indicators, including species density. The validity of using the various indicators and the quantitative relationship between groundwater extraction and these indicators were also discussed (see chapter 4, based on annex 1, in Dutch). Additionally, the consequences of the behaviour of botanical grid-cell measurements for extrapolations were discussed in a separate paper [Witte & Torfs, 2001].

Finally, national average values for the relationship between water extraction and species density were applied to a case study, to show how the second type of application would work out for an order-of-magnitude comparison with the land use data (chapter 5). For this aim, existing LCA databases including water extraction were used, and data on yearly (ground)water extraction in the Netherlands and in Europe were gathered.

The results of the above activities are discussed in chapter 6, research recommendations are given and conclusions are drawn.

2 LCA framework for desiccation

2.1 Introduction

Desiccation (dehydration, parching and/or freshwater deficit, in Dutch *verdroging*) is a problem occurring in many areas in the Netherlands, and also in other countries. Due to the lowering of the groundwater table the conditions for land use and ecosystems change. This may lead to unwanted impacts, mostly in the protection area Biodiversity [Udo de Haes & Lindeijer, 2002]. So far, desiccation has not been included in LCA. Some attempts have been made but have been abandoned again, due to the highly specific character of the problem and its causes, that do not connect to the LCA framework easily. This means that there are no proposals to start from and we have to find our own way through the methodological difficulties and data constraints.

In LCA, a connection must be made between economic activities and environmental impacts. Therefore, it is important to look to the causes of desiccation. In the Netherlands [Kroes, 1991] human activities affecting the water balance which can lead to desiccation are:

- Surface and subsurface drainage or surface water level control in agricultural and urban areas;
- Permanent groundwater extraction for public or industrial water supplies;
- Periodic groundwater extraction for agricultural sprinkling;
- Pumping to keep polders dry;
- Pumping for carrying out infrastructural work;
- Resource extraction.

Apart from this, desiccation is promoted by increased evaporation resulting from:

- Intensive agriculture;
- Cultivation of “waste ground”;
- Increased cover by vegetation (forest, heathland, dunes, et cetera)

In the Netherlands the most important cause of desiccation is water level control in the agricultural sector. The increase in the extraction of groundwater is also contributes significantly to desiccation impacts. Main target groups therefore are agriculture (contribution 60%) and drinking water- and industrial water supply (contribution 30%) [RIVM, 1996]. On a global scale, the Netherlands may have a special position due to on the one hand its ecological character as a wetland, and on the other hand its intensive agriculture and hydrological interventions in general. However, in other countries there are also some reports on desiccation impacts indicating that it may be a relevant problem to include in the LCA framework.

In the LCA Inventory, a connection must be made between the various activities and a defined intervention or interventions. This will be discussed in Section 2. The LCA Impact Assessment is treated in Section 3. A translation must be made from the environmental problems related to desiccation to Impact Assessment characterisation

factors, that can be linked to the intervention(s) on the one hand and are indicative for the problem of desiccation on the other hand.

2.2 The LCA Inventory

In the inventory of LCA, two steps must be taken:

1. the interventions (emissions, extractions etcetera) must be specified for unit processes
2. a functional unit must be defined which requires a certain amount of each unit process in the LCA database.

For desiccation, being new in the LCA framework, we first have to define the intervention. As is shown in the above, there are different ways to cause a lowered water table. We would propose here to define the intervention as: the **extraction of groundwater**. The extraction of surface water might cause desiccation as well. Interventions that change the hydrology of a region, but are no direct extractions of groundwater, like hardening of the surface (roads, buildings), could also contribute. These other causes of desiccation are not taken into account. This might be attempted later.

When dealing with the impact category desiccation the intervention, the extraction of groundwater, must be linked to unit processes. Human activities that extract groundwater are summarised below. An indication is given for the relevant unit to express the intervention. Two types of intervention are distinguished: water extracted as a resource or raw material for production, and water “extracted” to get rid of a certain surplus. For the first type of intervention, the unit can be m³ of groundwater extracted. For the second type, the m³ are not the issue and therefore do not qualify as a unit. This type of extraction aims mainly at lowering the groundwater table, which therefore would be more relevant as intervention unit.

	Activity	Unit of environmental intervention	Unit of economic output
Water as a raw material for production	Production of drinking water	m ³ extracted groundwater	unit of produced drinking water, m ³
	Production of industrial water	m ³ extracted groundwater	unit of produced product, e.g. kg, pieces, MJ etc.
	Agricultural production	m ³ extracted groundwater	unit of produced crop / grass, kg
Water as a nuisance	Lowering groundwater table for agricultural activity	cm lowering of groundwater table	unit of produced product, kg milk, kg meat, kg bulbs, kg potatoes etc.
	Keeping dry feet	cm lowering of groundwater table	damage prevented yearly?

For the production of drinking and industrial water, no problems are expected in the definition of unit processes. Pumping to keep polders dry is such a general activity that it will hardly ever come up in LCA studies.

For purposely lowering the groundwater table there will be some problems in including this in an LCA inventory:

- lowering the groundwater table for agricultural production and maintaining water level in polders to keep dry feet are difficult to distinguish.
- a consistent way should be developed to link cm lowering of groundwater to units of agricultural production.

The first problem is virtually unsolvable. A possibility of course is to take into account only the desiccation due to the use of water as a raw material and to skip the desiccation caused by drainage of water as a nuisance. By making this choice the assessment on desiccation will be incomplete and, moreover, biased, especially in the case of agriculture. In a dry area, water will be extracted for watering the crops, which will be part of the LCA. Meanwhile in a wet area water will be extracted to keep the groundwater at a lower level, which is also linked to agriculture and also leads to desiccation but will not be part of LCA.

We therefore conclude that this choice is defensible only when it is clear that it is a practical choice for a particular case only. Desiccation due to agriculture must anyhow be the subject of later research. If no way is found to deal with this adequately, including desiccation in LCAs including agriculture products must be reconsidered.

The second problem is related to the unit of environmental intervention: the choice for cm lowering of the groundwater table, or m^3 groundwater extraction. It is possible to specify the optimal groundwater table for different crop-soil combinations. However, this does not link to a functional unit automatically: 1 cm for 1 kg of potatoes does not mean 2 cm for 2 kg of potatoes. It cannot be treated as an inflow or a resource, but as a process characteristic. Another way must be found to relate the amount of unit process required for a functional unit to the intervention. Probably the best way to do this is via the area of agricultural soil required. For 2 kg of potatoes, double the area is needed as for 1 kg of potatoes. The intervention then could be defined as: "occupation of $x \text{ m}^2$ of soil (of a certain type) with groundwater table lowered by $y \text{ cm}$ ".

In this project, this subject will not be elaborated further. If the problem of desiccation is to be seriously included in LCA, agriculture as the main cause cannot be ignored and the LCA Inventory needs to be worked out carefully.

In this project, the scope will be limited to the extraction of industrial and drinking water, linked to the intervention of the extraction of groundwater in m^3 . The other activities, related to water as a nuisance, are not treated further due to time restrictions. Nevertheless these are highly relevant and should be considered in follow-up projects.

2.3 LCA impact assessment

2.3.1 General structure

The general structure of the LCA impact assessment consists of classification, characterisation, normalisation and weighing.

Classification is a limited step, where interventions are being attributed to certain impact categories. In the case of desiccation, the intervention will be m³ of groundwater extraction, which will be classified as “contributing to desiccation”.

Characterisation means that the contribution per unit of intervention to each of the impact categories is established. The “unit of intervention” in this case refers to, for example, a cubic meter of groundwater extraction in the Netherlands, or a cubic meter of groundwater extraction in ecodistrict 1. The total contribution of a functional unit to a certain impact category is then calculated as follows:

$$\text{result}_{\text{impact category}} = \sum_{\text{unit process}} \text{characterisation factor}_{\text{impact category,type}} \times \text{intervention}_{\text{unit process,type}}$$

For each of the impact categories, indicators must be defined. The indicators then must be translated into characterisation factors that can be attributed to specific interventions. Two steps are required for this:

1. Per type of intervention, the contribution to certain impact categories must be made explicit. This involved some careful reasoning: as long as LCA is primarily a static tool, time and location specific impacts must be abstracted into time and location independent terms. In this case, the contribution of extracting ground water to the desiccation problem must be specified, possibly under various circumstances.
2. Based on (1), characterisation or equivalency factors must be defined. When dealing with emissions, the approach is often used to define a reference emission and express the other emissions contribution to a certain impact category in relative terms (for example CO₂-equivalents, in the case of global warming).

By multiplying interventions with characterisation or equivalency factors, the different interventions connected to a functional unit can be added to a limited number of impacts.

The next step is normalisation, which is performed by relating the result of the characterisation step somehow to the total present size of the impact category, or environmental problem. This ensures a certain harmonisation between the different problem categories: they are no longer expressed in their own units but relative to the total problem as-it-is.

Finally it is possible to assign weighing factors to the different impact categories to make a statement on their relative importance. This step is subjective by definition and is often not applied in LCA studies.

2.3.2 Classification

The sophistication necessary in the classification depends on the type of characterisation model and the detail of modelling that will be used to derive the characterisation factors. For example the total amount of groundwater extraction by the product system might be expressed as country specific, soil specific, ecodistrict specific or according to other classification types. Groundwater extraction might be differentiated into m³ of groundwater extracted in the Netherlands versus m³ groundwater extracted in Switzerland etcetera, or m³ groundwater extracted in ecodistrict 1 versus m³ groundwater extracted in ecodistrict 2 etcetera. What exactly this

TNO Industrie

will look like can only be determined after the major choices in the inventory as well as the characterisation have been made.

2.3.3 Models for estimating the impacts of water extraction

Areas of protection

The extraction of groundwater has different impacts. Starting from the “areas of protection” defined for the LCA Impact Assessment [Udo de Haes & Lindeijer, 2002], the following impacts can be distinguished:

1. Availability of natural resources: fresh water as a natural resource can become scarce. At the global level, although not in the Netherlands, this is an increasing problem.
2. The intrinsic value of nature (biodiversity): the extraction of groundwater may lead to a decreased availability of water for the vegetation, which in turn may cause changes in the species composition. Possibly this may lead to a decrease of biodiversity on a global or regional level (genes, species, ecosystems), however, this is still an open question.
3. Life support functions: due to the reduced water availability certain ecosystem processes may change. Whether or not this will cause a change in the performance of life support processes cannot be said out of hand.

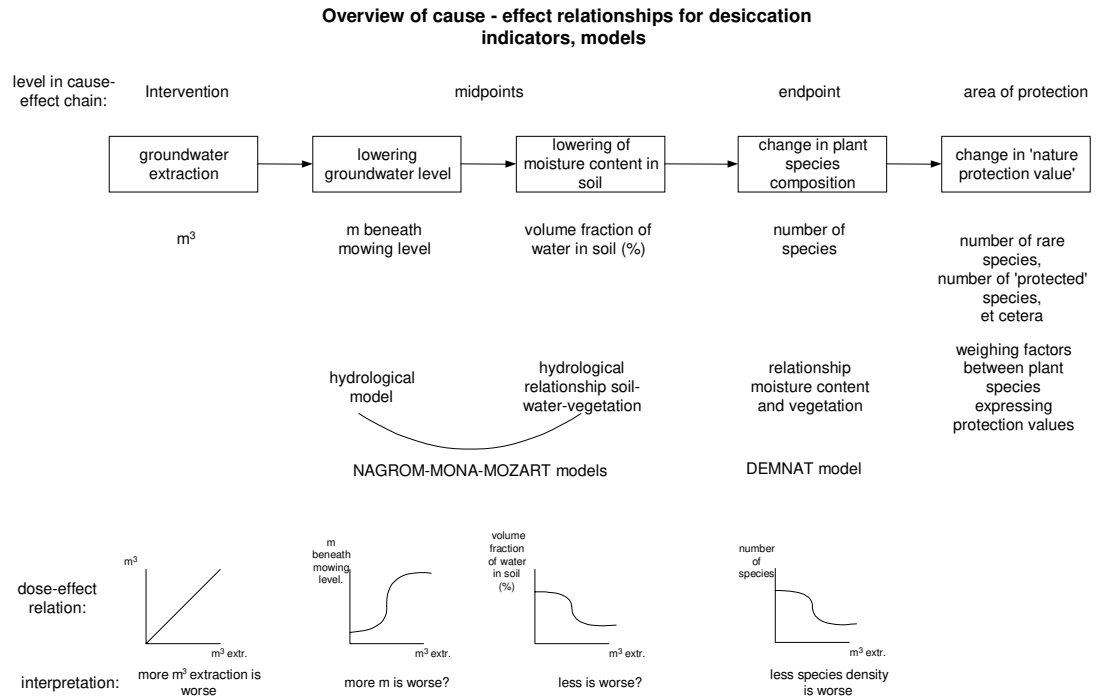
This project focuses on the second issue: biodiversity impacts caused by the extraction of groundwater. The depletion of fresh water as a resource is also an environmental problem but belongs to another impact category namely ‘depletion of abiotic resources’ and will not be treated here. Loss of life support functions will not be treated either due to lack of knowledge.

Modelling the impacts on biodiversity

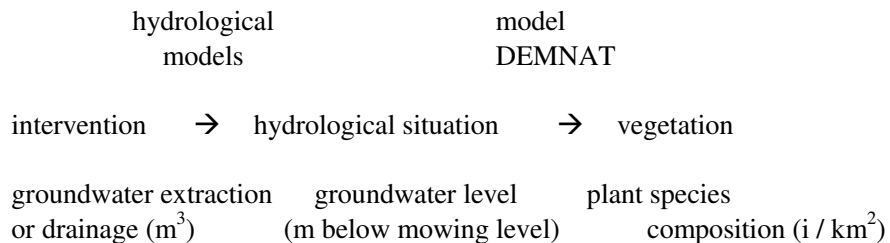
Interventions in the soil-water-vegetation system may lead to changes in the groundwater level and moisture content of the soil, which in turn may lead to changes in oxygen content, acidity, availability of nutrients and suchlike, resulting in changes in the vegetation. In studies on desiccation, a change is observed in plant species occurring: the number of freatofytes declines while the number of xerofytes increases. A loss of certain rare plant species – in return for more common ones – is observed. The species density may also decrease due to the loss of desiccation sensitive species.

Indirect impacts of desiccation on the vegetation can also be observed. Often, lowering the groundwater table requires extra inlet of surface water later in the season. This water, which in the Netherlands will originate from the Rhine, has a quality that is different from the original groundwater. A lower groundwater table may also lead to an increased mineralisation, in turn leading to a higher availability of nutrients. The influence of rain water will become larger. These combined factors may lead to eutrophication and acidification impacts on top of the reduced availability of water. It will be difficult to separate these impacts, or if we want to analyse the combined impacts, to separate acidification and eutrophication due to desiccation from other sources.

In figure 1 below, an overview is given of the cause-effect chain of extraction of ground water. Models may be used to quantify each relation within the chain. Indirect impacts are neglected. Extraction of groundwater leads to a lowering of the groundwater table, which in turn may cause a reduced moisture content in soils. As a consequence, the availability of water for the vegetation may decrease, leading to a shift in the species composition and possibly a reduction of the species density.



In this project, two models are used to obtain insight in the relation between extraction of groundwater and its impacts, which then can be used to derive characterisation factors for the impact category desiccation. With the help of a hydrological model, groundwater levels in the Netherlands are estimated on a per km² basis due to the extraction of groundwater at specified locations (see also chapter 4). The ecological model DEMNET (see annex 1 and chapter 4) then translates the changes in groundwater level in changes in plant species, also per km².



With the help of these models, it appears to be possible to translate a specific extraction of groundwater in the Netherlands into its impacts on the plant species composition. This is very valuable information for a desiccation policy as well as for local and regional EIA studies. In Section 2.3.4, and in more detail in annex 1 (in Dutch), the

possibility to use these models and/or their results to derive general LCA Impact Assessment characterisation factors is discussed further.

2.3.4 Using the models in the LCA framework: characterisation

One of the purposes of this project is to derive characterisation factors for the impact category desiccation. The simplest way to proceed is to simply apply the “less is better” rule to the extraction of groundwater, and count m³ of groundwater extraction without further elaboration. In this project, we will have to see whether we can come up with something better. This is a serious caveat; from the above it has become clear that the problem of desiccation does not connect to the LCA framework easily. Apart from the problems in the LCA Inventory, the impacts of desiccation are highly site specific. For LCA, we need generally applicable characterisation factors.

2.4 Normalisation and weighing

Normalisation implies putting the contribution of the functional unit into the perspective of the environmental problem as it occurs. Usually this step is taken by dividing by the characterised global, or national, intervention. In this case, it would be the characterised total (Dutch or worldwide) extraction of groundwater for 1 year. This step could be problematical especially if a lot of detail is included in the Impact Assessment.

A separate issue is the weighing of desiccation against the other Impact Categories. We do not attempt to comment on this here. This problem is not specific for desiccation but is a general LCA issue.

2.5 Conclusions

We propose here to define the intervention related to desiccation due to drinking & industrial water extraction as: the **extraction of groundwater**. For the lowering of the groundwater table for agricultural purposes, another intervention unit is required. Possibly area agricultural soil times cm lowering of groundwater table, per unit of crop production, could be a useful intervention unit.

To limit the interventions included to only groundwater extraction for use as drinking or industrial water is defensible only when it is clear that it is a practical choice for a specific case study only. To include desiccation due to agriculture must be the subject of later research. If no way is found to deal with this adequately, including desiccation in LCAs with agricultural products involved must be reconsidered since agriculture is one of the major causes of desiccation related problems.

Loss of life support functions due to desiccation is not treated either, due to lack of knowledge. This, too, must be a subject for further investigation.

3 LCA Characterisation factors based on dose – effect functions

3.1 Defining soil specific dose – effect curves

It is shown by Van Ek & Witte (see Annex 2 –in Dutch-, and chapter 4) that for the Netherlands there is a linear relation between m^3 extraction of groundwater and the impacts on the Nature Conservation Indicator. This would imply that the results of the LCA Inventory, in terms of m^3 groundwater extraction, can be used directly in the LCA Impact Assessment to compare alternatives on their desiccation impacts. Specific desiccation factors are useful only when one m^3 extraction is different from another regarding the impacts it leads to. In fact, this certainly will be the case. The impact of a certain extraction of groundwater depends very much on the local situation regarding hydrology, soil type, vegetation type and land use. While it is not possible to account for local situations in LCA, it could be useful to derive characterisation factors for the most influential factor or factors. The cause-effect chain in section 2.3.3. basically shows two links which may be important:

1. The relation between groundwater extraction and groundwater level. This relation will be different according to (a) the type of extraction, (b) the hydrology of the area, and (c) the level of control of the groundwater level. The type of extraction is important: deep extraction leads to other effects on the groundwater level than surface extraction. The hydrological situation determines how a certain extraction will work out on the top layers of the groundwater, relevant for the vegetation. Finally, the impacts of desiccation will be limited in areas where the groundwater level is controlled anyway.
2. The relation between groundwater level and impacts on nature. This is determined by (d) the impact of changing the groundwater level on abiotic conditions such as moisture content of the soil, mineralisation rate etc., and (e) the impact of these abiotic conditions on flora and fauna. For the present, we consider the soil type the most influential factor, since this determines the mentioned factors for an important part.

It seems to be very difficult to address the relation between groundwater extraction and groundwater level in general. On a national level, realistic scenarios of water extraction volume changes may be linked to more specific hydrological models and subsequent impact modelling to arrive at a generic relationship. This route is described in chapter 4 and in annex 1 (in Dutch). Analysis of extensive, localised hydrological modelling may allow for a more specific relationship based on for instance soil types per country. This is not pursued in this project.

For the second step, the relation between groundwater level and impacts on nature, we try to derive LCIA desiccation characterisation factors for different soil types. The factors derived in this chapter are limited to the second step in the cause-effect chain and are therefore incomplete. This should be remedied in future. Some remarks on this issue are made in annex 1 and chapter 4.

The possibilities to use these factors in practice depend on the level of detail of the LCA Inventory. A requirement is, that it is known which soil type or types are involved for the extractions related to the functional units of the case study. In fact this means knowing the approximate location of the extraction. If this is not known, which usually will be the case for background processes, soil dependent factors per country can be used. If this regionalisation is not considered feasible, it is not useful to do more than add up the cubic meters extraction. If it is considered feasible, country-based characterisation factors can be derived, so groundwater extraction in country 1 can be compared to a similar extraction in country 2. In the Inventory, it will then be sufficient to know in which country the extraction has taken place, next to the extracted amount per functional unit. This option is discussed in chapters 4 and 6.

One module of the eco-hydrological model for the Netherlands DEMNAT [van Ek, 2001] concerns the dose-effect relations. This model links Dutch groundwater level changes to ecosystem changes. As a model built by experts in the area of desiccation impacts, a great deal of knowledge on these relations is included. The Dose in the dose-effect relations refers to the (change in the) Mean Spring Groundwater Level (MSGSL). The effect is expressed as the (change in) Completeness of an ecosystem type. Completeness is a measure of the species richness of a ecosystem type relative to a well developed reference type. The reference completeness = 1, so the Completeness score in DEMNAT is always between 0 and 1. These dose-effect relations are specified for every possible combination of *ecosystem type* and *soil type* (Witte, 1998). Ecosystem types are mainly classified on moisture regime, nutrient richness and acidity and are for example “herbaceous vegetation on wet, nutrient-poor, neutral soil” or “woods and shrubs on moist, nutrient-poor, neutral soil”. There are approximately 18 different ecosystems defined in DEMNAT. Soil types are defined as types of clay, sand and peat, for example old clay, non-calcareous sand, humic non-calcareous sand and mesotrophic peat.

Figure 3.1 shows the dose effect curve for one of the ecosystem types “herbaceous vegetation on wet, nutrient-poor, neutral soil”.

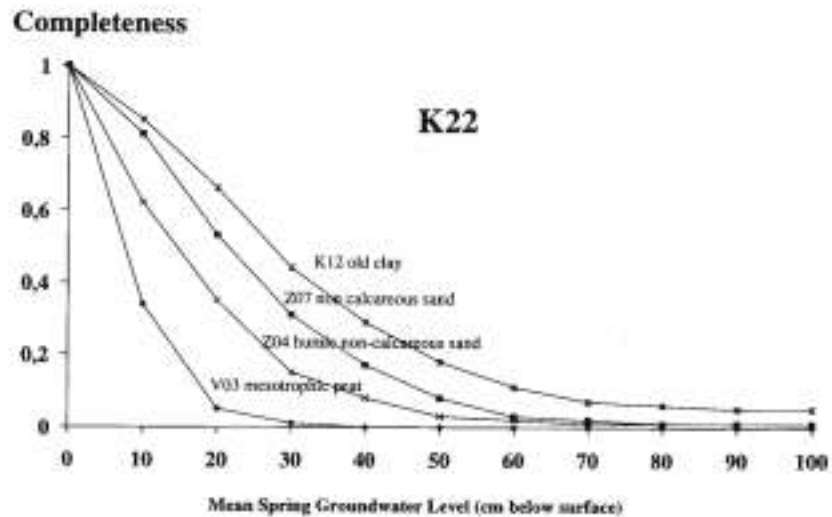


Figure 3.1 Predicted changes in floristic species richness in ecosystem type K22, “low vegetation on wet, nutrient-deficient, acid, soils” following the lowering of a mean spring groundwater level (MSGL). (source [Runhaar, 1999])

In the next section, different routes to derive LCIA characterisation factors from the DEMNAT dose-effect relations are explored.

3.2 Developing a desiccation sensitivity scale S based on the dose – effect curves given in DEMNAT

The sensitivity of the ecosystem-soiltype-system is given by the slope of the dose-effect curve, the steeper the slope the more sensitive the system. Figure 3.1 shows that the shapes of the function for the different soil types are different. Moreover, the relationship between dose and effect is not a linear one. The question then is, how the effect should be determined. There are various possibilities to define characterisation factors. Four are discussed below, based on:

- 1) Marginal change
- 2a) Completeness score based on reference groundwater level
- 2b) Completeness score as reference
- 3) Integral of the curve
- 4) Slope characteristic

3.2.1 Marginal change and Completeness

1) Marginal change

One option is to use the marginal change in effect due to a marginal change in dose as an indicator of the sensitivity of that site for an intervention. The question then is for which dose the steepness in the curve should be determined. Ideally the present

groundwater level in the area of the intervention should be known. In LCI however such site specific information mostly is not available and characterisation factors are generally not derived for site specific background situations.

2) Completeness

Characterisation factors in LCA are defined for time and place independent situations. Therefore it could be advisable to define a more generic sensitivity for the ecosystem – soil combinations. A second option to derive characterisation factors is to take a simpler approach and use the curve in a more direct manner. For example:

- a) determine a reference MSGL on the x-axis, for example 20 cm below surface, read the result for the different soil types on the y-axis and use the resulting Completeness score for deriving characterisation factors.
- b) determine a reference loss of completeness on the y-axis, for example 0.5, read the matching MSGL on the axis, and again use this MSGL value for deriving characterisation factors.

As an illustration of how these factors could look like, several of the abovementioned options are shown based on the dose-effect curve for ecosystem “K22”.

Table 3.1 Characterisation factors for desiccation for ecosystem “herbaceous vegetation on wet, nutrient-poor, neutral soil”, based on three different approaches.

		Score	Equivalency factor (old clay = 1)	Score	Equivalency factor (old clay = 1)
1 Marginal		5 cm below surface		35 cm below surface	
	old clay	0.013	1	0.015	1.0
	non-calcareous sand	0.017	1	0.014	0.9
	humic non-calcareous sand	0.037	3	0.01	0.7
	mesotrophic peat	0.065	5	0.001	0.1
2a Completeness		5 cm below surface		35 cm below surface	
	old clay	0.93	1.0	0.39	1
	non-calcareous sand	0.90	1.0	0.25	2
	humic non-calcareous sand	0.80	1.1	0.12	3
	mesotrophic peat	0.61	1.5	0.01	40
2b Completeness		Completeness = 0.8		Completeness = 0.2	
	old clay	15	1	48	1
	non-calcareous sand	12	1	38	1
	humic non-calcareous sand	8	2	27	2
	mesotrophic peat	5	3	15	3

It can be seen that the three ways of arriving at a characterisation factor lead to different results. This can be seen especially when comparing the equivalency factors, which

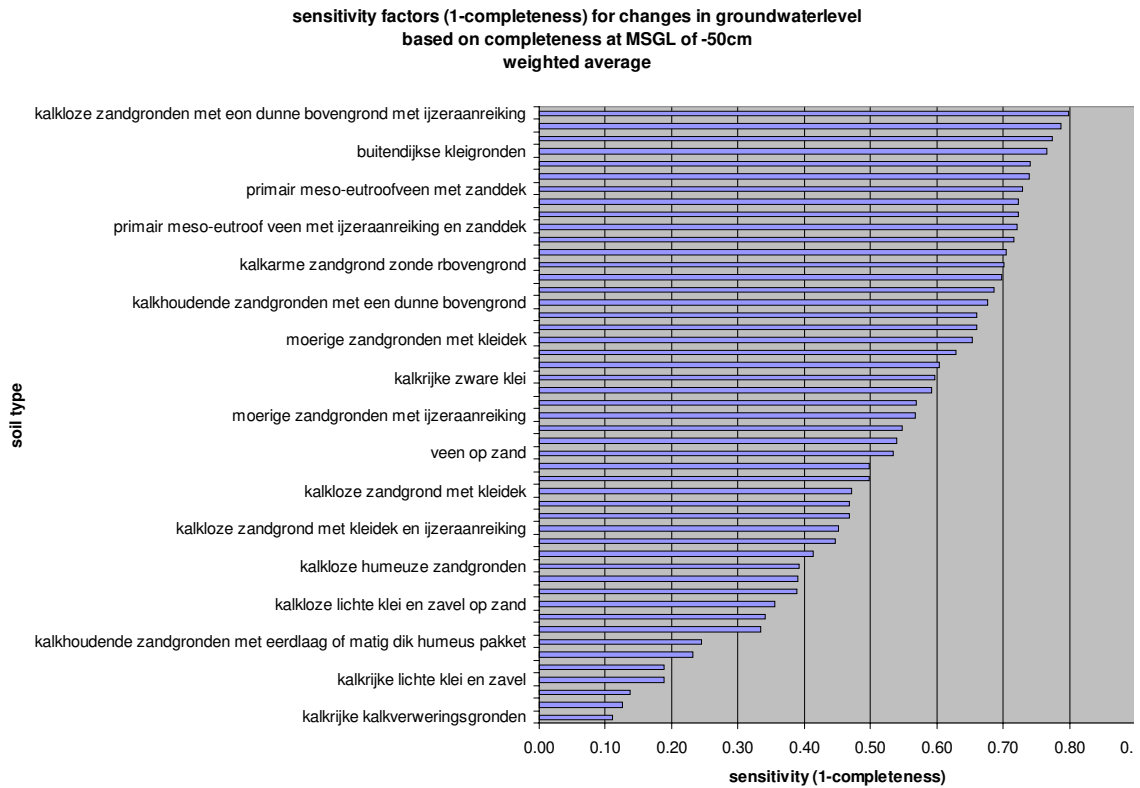
have been calculated by using “old clay” as the reference soil. According to the marginal change method, the lowering of the groundwater in a peat soil is 5 times worse than the lowering of the groundwater in old clay soils at MSGL = 5 cm. For a MSGL of 35 cm the sensitivities are almost equal for clay and sand. The sensitivity for peat however is 10 times less as the sensitivity for clay. For Completeness 2a, based on the Completeness scores at a certain MSGL, the results are just the other way round. The difference between clay and peat gets larger when the groundwater level is lower. Completeness 2, based on the groundwater level at a certain Completeness score, is most consistent. For this indicator, apparently it does not matter where exactly we are on the curve.

In figure 3.2, the “Completeness 2a” option is elaborated, based on the dose-effect curves in DEMNAT 2.1. Characterisation factors are presented based on the Completeness value of the different soil types at a reference MSGL of 50 cm below surface. The sensitivity then is expressed as the loss of completeness at a certain MSGL, in this case 50 cm below surface:

$$S = 1 - \text{Completeness}_{\text{MSGL}=50}$$

Per soil type, the Completeness values for ecosystems are added using the ‘occurrence value of ecotope groups’ as a weighing factor [Witte, 1998].

Figure 3.2 Soil types in order of their S (1 – Completeness) value at MSGL = -50cm



From the underlying completeness data on all ecosystem – soil type combinations (not presented here), it can be seen that there are no clear “groups” of sensitivity to be distinguished. Most of the clays seem to be near the bottom of the picture, though not all. Peats and sands are more diverse, but generally more sensitive than clays.

3.2.2 Integral of the curve

A third option to derive characterisation factors can be added. In the sensitivity analysis of the model DEMNAT 2.0 [Arts et al., 1997] the integral of the function, that is the surface enclosed by the curve, is chosen as an indicator for the sensitivity of the system for the total range of the dose. Below the sensitivity according to the integral of the function is presented. The method and results described below are taken from Arts et al. (1997). In the sensitivity analysis of the model DEMNAT 2.0 the integral of the function, that is the surface enclosed by the curve, is chosen as an indicator for the sensitivity of the system for the total range of the dose (see figure 3).

Figure 3.3 Integral of dose – effect functions: A: not sensitive, B moderate sensitive C: sensitive. The dose is the Mean Spring Groundwater Level (MSGL) in cm below surface.

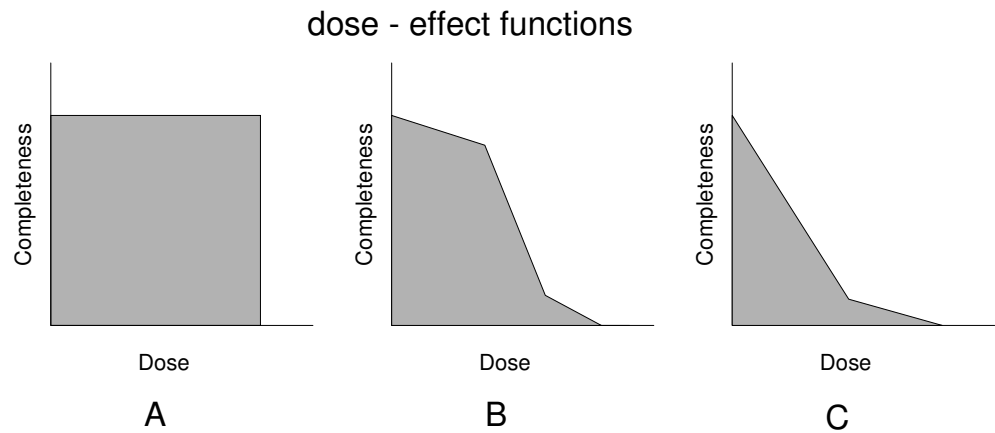


Figure 3.3A illustrates a dose-effect function of a system (ecosystem-soil combination) that is insensitive for a change in dose. The surface beneath the curve is maximal. Figure 3.3B retains a high completeness even at high doses. In figure 3.3C the completeness drops fast already for the small doses. The surface beneath the curve is reversely proportional to the sensitivity of a system.

In order to compare the different ecosystem-soil combinations the sensitivity is expressed as a percentage of the maximum function surface. The maximum function surface is the surface for which the ecosystem-soil combination is not sensitive for a dose (see figure 3.3A).

The sensitivity factor, S, is calculated as:

$$S_{(\text{ecosystem} - \text{soil type})} = \left(1 - \frac{\text{function surface}}{\text{maximum surface}}\right) \times 100$$

S is calculated for each dose of a ecosystem-soil type combination.

In order to give an indication of the sensitivity of the soil types for a dose the sensitivity factor S for the ecosystems are aggregated.

In order to compare the combinations ecosystems-soil types the results are divided by the total potential site surface of a certain soil type in the Netherlands. The result is the *weighted* sensitivity factor of an ecosystem-soil type combination “S_w”.

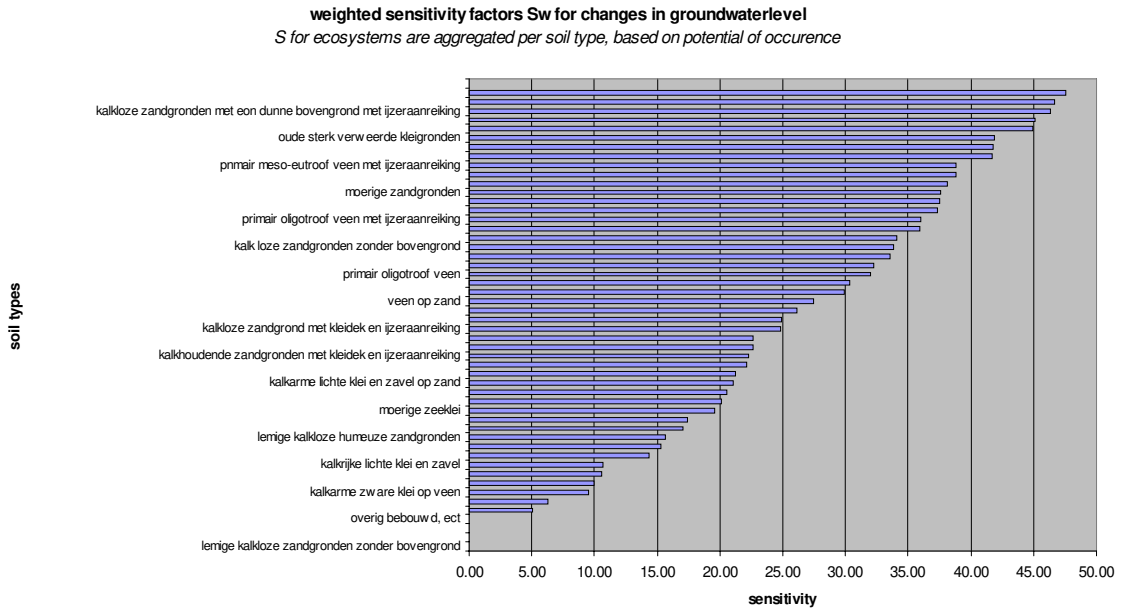
The sensitivity factor S_w is calculated as:

$$S_{w(\text{ecosystem} - \text{soil type})} = S_{(\text{ecosystem} - \text{soil type})} \times \frac{\sum \text{pot site surface}}{(\text{total site surface})_{\text{soil type}}}$$

Next the sensitivity of a soil type is calculated by adding the sensitivities of all ecosystems. The weighted sensitivity of the soil types is presented in figure 3.4.

$$S w_{\text{soil type}} = \sum S w_{(\text{ecosystem} - \text{soil type})}$$

Figure 3.4 Sensitivity factors per soil type, weighted according to their relative occurrence



The results show that the peat soils are sensitive for changes in groundwaterlevel. Mineralisation occurs at a small dose. Also sensitive are gravel soils, sand soils with a thin top layer and heavily weathered soils: because the moisture retaining capacity of these soils is limited, a drop in groundwater level has large effects. Figure 3.4 however also shows that with this method as well it is difficult to cluster the soil types into a limited group of soil type categories based on their sensitivity for lowering of groundwater table.

3.2.3 Further aggregation of soil types

For two of the above options, Completeness (2a) and Integral (3), an attempt was made to aggregate still further. Even after adding all ecosystems per soil types, we are left with a number of soil types which is too large to handle for the LCA Impact Assessment. Based on the expert opinion of desiccation specialists, the set was reduced to eight soil types and new calculations were performed. In Table 3.2, the scores are given for the eight different aggregated soil types. In the top half, the scores are presented as they come out of the calculations. For the Completeness option 2a, two S scores are given: for 10 cm and for 50 cm below surface. In the bottom half, the scores are normalised relative to the most sensitive soil type (S = 1). This gives a better view of the differences in outcome of the two methods. The results of the analysis according to the slope characteristic (section 3.2.4) are added to this table to obtain an overview of the resulting 3 characterisation options operationalised in this chapter.

Table 3.2 LCA Impact scores for a small number of soil types

	Characterisation approach	Completeness 2a	Completeness 2a	Integral 3	Slope charac- teristic
		10cm	50cm		
	<i>Soil type</i>	<i>S</i>	<i>S</i>	<i>S</i>	<i>S</i>
HV	primarily oligotrophic peat	0.14	0.59	36	0.048
V	meso-eutrophic peat	0.27	0.77	33	
V2	peat with sand cover	0.26	0.67	38	
ZV	sandy peat	0.24	0.52	37	
Z1	sand with little organic material	0.11	0.40	30	
Z2	sand with organic material	0.30	0.67	46	
KV	clay on peat	0.20	0.72	21	
K	clay	0.14	0.36	15	
	gravel				0.038
	loess				0.018
	Normalised score per soil type				
	<i>soil type</i>	<i>S (relative)</i>	<i>S(relative)</i>	<i>S(relative)</i>	<i>S(relative)</i>
HV	primarily oligotrophic peat	0.49	0.77	0.78	1
V	meso-eutrophic peat	0.93	1	0.72	
V2	peat with sand cover	0.87	0.87	0.82	
ZV	sandy peat	0.81	0.67	0.81	
Z1	sand with little organic material	0.38	0.52	0.64	
Z2	sand with organic material	1	0.87	1	
KV	clay on peat	0.67	0.93	0.45	
K	clay	0.47	0.47	0.31	
	gravel				0.80
	loess				0.38

It is clear from this table that the optional scores give different results. See further the discussions (section 3.3).

3.2.4 Slope characteristic

Yet another possibility to derive LCIA characteristics is to use the slope of the graph, or in other words the coefficient of the function describing the relation between groundwater level and completeness. This function however is not included in DEMNAT: the dose-effect curves are based on measured (and sometimes extrapolated) data. It was assumed that the function can be described in all cases as:

$$y = e^{-\alpha x}$$

y being the Completeness and x the MSGL. In other words:

$$\text{Completeness} = \exp(-\alpha \cdot \text{MSGL})$$

The α is different for each ecosystem-soiltype combination, and could be used as a measure for the sensitivity of the soiltypes:

$$S = \alpha.$$

When x is in cm, then α is in cm^{-1} . The α was calculated by Witte for this project through linear regression on single logarithmics over the first 40 cm below surface. To obtain a score for the different soil types, all ecotope-soil subtype combinations were summed per soil type. Although also theoretical ecotope-soil type combinations were included, the preliminary results seem consistent with expert knowledge, see table 3.3. The average cumulated alpha per soil type is shown, next to the number of ecotope-soil subtype combinations included.

Table 3.3 Cumulated average α as impact score (absolute and relative to peat)

Soil type	Σ alpha	relative alpha	number of combinations
peat	0.048	1	154
gravel	0.038	0.80	14
sand	0.030	0.63	308
clay	0.020	0.41	238
loess	0.018	0.38	28

The resulting accumulated alphas should be improved by weighting them to the area they occur in the Netherlands (as some of them are unprobable, but included in DEMNAT just to be complete). Also, within each soil type all subtypes have been summed with equal weight, although some of them are more sensitive to extractions than others. This was outside the scope of this study.

The above formulas can also be applied and interpreted as follows. One can state that for instance for peat, $\alpha^{-1} = 21$ cm. This implies that at a mean spring groundwater lowering in peat soil of 21 centimeters, the completeness (characteristic species richness) will drop to only 1/e (37%) of its original value. For sand the groundwater level may be lowered by 50 cm before the same impact occurs.

These results are hopeful and suggest that using soil types for rough regional differentiation may lead to valid quantitative results.

3.3 Discussion and conclusions

Interpretation and discussion of the various impact indicators

It can be seen that the different ways of arriving at a characterisation factor, as discussed above, lead to different results. Before deciding on which road to follow, it is important that we look at the reasons for this difference. Both in the Marginal change and in the Completeness option, the result depends on where exactly we are on the curve. The Marginal change option is the most sensitive. Here, we can see a turn-around of the order from least to most sensitive if we progress on the curve, i.e. at increasingly lower MSGL. If we look for example to Figure 3.1 at MSGL 35 cm, we can see that for peat the damage is already done; the Completeness indicator is down to almost zero already at a MSGL of 30 cm below surface. The extra damage at a MSGL of 35 cm therefore is negligible for peat, while still considerable for clay. This approach therefore takes the existing situation as a starting point: groundwater extraction in areas already desiccated is not so bad as groundwater extraction in not yet desiccated areas. This is a debatable issue also popping up at other LCA impact categories. For emission related categories, the equivalent is the “background concentration”. In most cases, the background concentrations are not included in characterisation factors. For global warming, they are. If we choose to travel this road, we must be aware of the fact that the factors must be revised every now and then.

The Completeness approach does not account for the present state of the desiccation problem. They only have bearing on the sensitivity of soils in principle. This approach is also less sensitive for where on the curve we are exactly: at least the order will not change. Therefore the analogy with the “potential impacts” of for example the acidification impact category is larger. An advantage is the simplicity of the procedure. A disadvantage is that the choice for a certain groundwater level or value of the Completeness indicator is arbitrary.

The Integral and Slope approaches are generally applicable. Here, the whole curve is taken into account and there is no need to make any arbitrary choices.

For the Integral approach however, it is not clear what exactly it means. It is certainly not what is understood as “sensitivity” generally, which would be something like speed of change, and therefore would be closest to the Marginal approach. On the other hand, the integral will be lower for more sensitive soils and therefore some relation will exist.

For the slope approach, the applicability seems slightly broader at present as more soil types are included. Also, it is certainly true that the α determines the shape of the curve and therefore is related to the sensitivity of the soil. As the formula interpretation shows, the absolute values of these impact scores are directly interpretable.

Conclusions

From the above, it can be concluded that it should be possible to define LCIA characterisation factors based on the dose-response curves in DEMNAT. However, there are some further considerations:

1. The dose in the dose-effect curve is given in “cm below surface”. The intervention for desiccation in the Netherlands is given in m^3 water extraction. The relationship between “cm below surface” and “ m^3 water extraction” is therefore ignored. If this relation is important, a correction factor must be applied. In all probability, this relation is indeed important. However it will hardly depend on soil type and much more on the hydrology of the area. How to include the hydrology in the LCIA should be explored further.
2. The impact indicator in the dose-response curve as presented by Runhaar is called Completeness. In this study, two impact indicators are mentioned: Nature Conservation value and Species richness. These are different from the Completeness, although Completeness is somehow related to both the other indicators. It takes some further consideration before deciding how to deal with these differences.
3. The major question stated before needs to be answered: does application of these characterisation factors to distinguish different types of groundwater extraction indeed lead to better results? Another way of stating this question is: is the difference introduced by these factors really significant, in view of all uncertainties and implicit and explicit choices made? An answer to that cannot be given now, so the question is still open. On the one hand, we have been able to derive factors with some meaning based on at least one discriminating characteristic: soil types (at least for the slope approach). On the other hand, the hydrology is ignored, and different factors give different results, which requires further interpretation. Moreover, the differences between the LCIA factors are not very large.
4. Last but not least, the relation between m^3 extraction of groundwater and impacts on the vegetation was established in general as well (see chapter 4, figure 4.1), which means that the m^3 in itself could be an acceptable indicator on a national level. This is something different than using the m^3 because we haven't been able to come up with something better. But the soil-type dependent sensitivity may give an added value, as rough regional differentiation is then in principle possible.

In all, there is much work to be done yet before desiccation can be included in LCA beyond simply adding up the m^3 extracted (ground)water. However, some valuable first steps have been made in this project.

4 Regionally differentiated impact assessment

4.1 Introduction

This chapter is based on the work of Jan-Philip Witte, desiccation expert from DWR WAU/Kiwa A&O (annex 1, in Dutch), and on groundwater extraction scenario-recalculations from Remco van Ek, desiccation expert from RWS RIZA (annex 2, in Dutch). Here, a rough summary of his work is given, following research route 2 (see 1. Introduction): a regionally differentiated approach based on a modelling cluster from (ground)water extraction to ecosystem-level impacts, adapted to give species-level impact scores. For the eco-hydrology part of the modelling, the same model is used as for the impact factors derived in chapter 3 (DEMNAT).

4.2 Modelling calculations on a national level

The modelling cluster consists of the following elements:

- 1 NAGROM [De Lange, 2001] for modelling the groundwater flow in the deep (saturated) waterzone in the Netherlands
- 2 the groundwater model MOZART for simulating vertical water transport in the unsaturated zone (rootzone and subsoil)
- 3 MONA, the GIS-interface between MOZART and NAGROM [Kroon, 2001]
- 4 DEMNAT, to model the ecological effects of hydrological changes in the Netherlands [Witte, 1998], [van Ek et al., 2000] & [van Ek, 2001]

In this project, results of a number of (ground)water extraction scenario's from 3 studies ([Beugelink et al., 1992], [Kors et al., 1996] and [Runhaar, 1999]) have been recalculated with this modelling cluster. This resulted in 1 km² regionalised (or 1 km national grid) ecological impacts of these groundwater extraction scenario's. See annex 2 for the details. Using the latest version of the Floron database on plant species distribution in the Netherlands (FLORON-2F), Witte related the ecological impacts per km² in terms of DEMNAT's conservation value units (cvu's) to scores of various species-level indicators (see annex 1). These cvu's were developed by J.-P. Witte [Witte, 1998]. This translation was computerised as a post-processor to DEMNAT. The output of this post-processor can be imported into a map-producing software programme such as Eco-mapper 1.0 [RIZA, 2000]. The species-level indicators applied are:

- i. unweighted species richness
- ii. Dutch Red list species only [van der Meijden et al., 2000]
- iii. Target species from the Ministry of Agriculture, Nature and Fisheries [Bal et al., 1995]
- iv. Species to be protected according to the new Dutch Flora- and Fauna act
- v. Species according to the Convention of Bern (European Council)
- vi. Species protected according to the Habitat guidelines
- vii. Rare species according to [van der Meijden et al., 1991]

The nature value indicator Completeness used in chapter 3 is yet another indicator, which can not be interpreted on the species level and is therefore not included here.

4.3 Modelling results

From the scenario calculations resulting in a change in the DEMNAT cvu scores on a national level, a linear relationship was found between change in groundwater extraction rate and change in cvu (see figure 4.1).

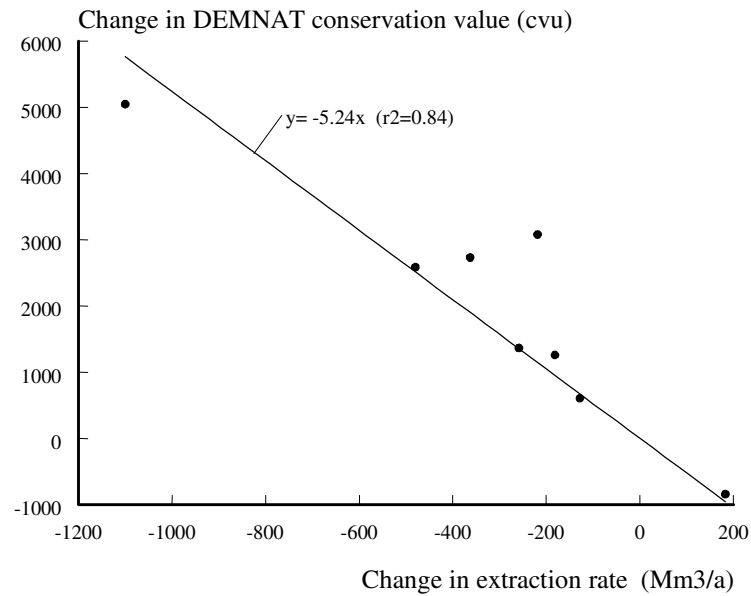


Figure 4.1 Relationship between changing rate of groundwater extraction and change in ecological impacts, using a baseline groundwater extraction rate in 1994 of 1094 Mm3/y, of which 840 Mm3/y for drinking water [Kors et al., 1996]

This linear relationship can be expressed as:

$$\Delta cvu = -5.24x \Delta GER, \quad \{1\}$$

where ΔGER is the change in groundwater extraction rate [$10^6 \text{ m}^3/\text{y}$]

The above relationship implies that for instance a change in extraction rate of 100,000 m³ per year on the national level leads to a reduction in nature value of $-0.524 \text{ cvu}'\text{s}^2$.

As this unit can not be related to in terms of LCA indicators, the relationship between conservation value (CV in cvu's) and various species level indicators (S_i in number of – specific- species) per km² was analysed by Witte (see annex 1, in Dutch). When this relation is analysed according to a linear function:

$$S_i = a_0 + a_1 * CV, \quad \{2\}$$

² $r^2 = 0.84$ implies a fairly high significance for this relationship, considering the modelling uncertainties involved. Compare also with the r^2 between cvu's and species-level indicators S_i (table 4.1).

with i = the species³ level indicator type from previous page, the following relations are found (table 4.1). In the same table, the Spearman ranking correlation (corrected for ties) between the DEMNAT cvu 's and the species level indicators is given.

Table 4.1 Relation between ecosystem conservation value and various species-level indicators

Species-level method	a_0	a_1	r^2	Spearman ranking correlation coefficients between cvu 's and S_i , corrected for ties
i	47.66	5.10	0.37	0.72
ii	0.52	0.69	0.66	0.61
iii	0.62	0.76	0.70	0.65
iv	0.54	0.24	0.47	0.64
v	0.002	0.018	0.11	0.15
vi	0.030	0.026	0.11	0.23
vii	0.35	0.46	0.59	0.61

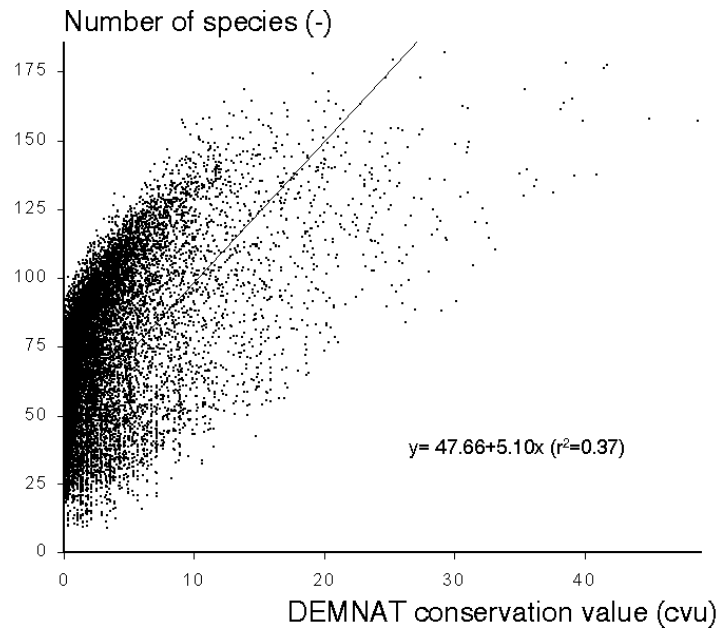
As can be seen from table 4.1, the species-level indicators v and vi have a very low correlation (r^2) with the conservation values as calculated in DEMNAT. The methods i and iv also have a fit with $r^2 < 0.5$. The methods ii and iii seem to have the best fit. Only for method i (unweighted species richness) a logarithmic relationship gave a better fit: $r^2 = 0.52$ with $a_0 = 40$, $a_1 = 26.9$ in:

$$S_i = a_0 + a_1 * \ln(CV+1) \quad \{3\}$$

See also figure 4.2, showing the relationship CV - species richness (method i).

³ Only the species susceptible to water management are included.

Figure 4.2 Relation between number of species susceptible to water management and DEMNAT conservation value. Each dot represents 1 km² in the Netherlands. The straight line has the depicted characteristics.



Species-level method i (unweighted species richness), and also Red List species (method ii) are used in LCA to calculate land use impacts (see [Köllner, 2001] and [Lindeijer et al., 2002]). Therefore, the relation between groundwater extraction and plain species richness is interesting for LCA. However, this may not be calculated simply by combining formula {1} and the relationship from figure 4.2 (or formula {3}) to $\Delta S_i = -27 * \Delta GER$, because this relationship is only valid for species susceptible to desiccation. Changes in extraction rate only lead to changes in ecosystems and vascular plant species numbers of a limited set of the national km² grid cells (those sensitive to desiccation), and the LCA methods use data on all (Red List) species.

Therefore, calculations of the change in total species-level indicator scores for the Netherlands due to a certain (national) extraction change scenario are used to determine the relationship between extraction and species-level indicators.

Of the 11 scenario's recalculated with DEMNAT 2.1 (see annex 2), the scenario's 1, 2 and 5 are taken here for the relation between extraction change and changes in the species-level indicators i and ii (plain species richness and number of Red list species). These scenario's are among the best fitting formula {1}. Using the DEMNAT postprocessor, the following baseline values and changes are calculated by Witte; see table 4.2:

Table 4.2 Species-level impacts of groundwater extraction change scenario's in the Netherlands; values are totals for all 1 km² grid cells together

Scenario (baseline 840 Mm ³ /y for drinking water and 254 Mm ³ /y for industry water)	Baseline 1988	S _i	Species richness change	Baseline 1988	S _{ii}	Red list species richness change
1. Increase drinking water extraction with 25%	4260316		-5447	100867		-480
2. Decrease drinking water extraction with 25%	4260316		3950	100867		1104
5. Ending industrial water extraction	4260316		4527	100867		1207

The results of table 4.2 are direct outputs of the DEMNAT postprocessor from Witte (see "RESULTATEN DEMNAT" for the exemplary scenario 5 in Bijlage III to annex 1). The resulting relationships between change in extraction rate and species-level are calculated in table 4.3.

Table 4.3 Relation between species-level impacts and groundwater extraction in the Netherlands; extraction rate changes are from annex 2.

Scenario	Groundwater extraction rate change [Mm ³ /y]	Species richness change	Number of 1 km ² grid cells affected	Average species richness change per km ²	National species richness change per ΔMm ³ /y	Red list species richness change	Number of 1 km ² grid cells affected	Average RL species richness change per km ²	National Red list species change per ΔMm ³ /y
1.	182	-5447	1861	-2,9	-30	-480	1022	-0,47	-2,6
2.	-182	3950	3475	1,1	-22	1105	3079	0,36	-6,1
5.	-259	4527	3123	1,4	-17	1208	2726	0,44	-4,7
Average					-23 ± 6				-4,5 ± 1,7

What is striking from table 4.3 is that there seems to be a stronger impact due to increasing extraction rates than due to decreasing extraction rates. For Red List species this may not be significant, but for plain species richness it is (see columns Average species richness change per km²): on a relative small total area affected, much more species are affected upon increased groundwater extraction. Decreasing groundwater extraction leads to a smaller change on a larger affected area (comparing scenario's 1. and 2.). This is due to a *hysteresis effect*: the recovery is dispersed over more grid-cells and incomplete. This trend appears present for all above mentioned 7 species-level indicators, but not for the original DEMNAT conservation values. The seemingly contra-intuitive result for the DEMNAT scores may be due to the fact that these scores are only related to desiccation-sensitive ecotope area's; more impact due to additional extractions take place mainly on already "impact-saturated" area's (see also the explanations in annex 2).

Table 4.3 implies that according to this calculation procedure for instance per 1,000,000 m³ less groundwater extraction per year for drinking - and industry water, the species density in the affected 1 km² Dutch grid-cells will as a whole increase with 17-30 species, of which 3-6 Red list species. Incidentally, this result is in reasonable accordance with the prematurely stated relationship $\Delta S_i = -27 \cdot \Delta GER$ when looking only at species susceptible to desiccation.

However, for a comparison with LCA land use impacts, the desiccation impacts should be expressed for all m² impacted, as with land use impacts. Therefore, the total area impacted should be incorporated, and multiplied with the average impact score per km².

This results in m^2 transformed per functional unit of groundwater extraction. Thus, the species richness results from table 4.3 should for LCA purposes be interpreted as:

- Due to an increased extraction of 1 Mm^3 groundwater per year, 1861 km^2 is transformed with an average species richness change of -2.9 per km^2 .
- Due to a decreased extraction of 1 Mm^3 per year, on average 3300 km^2 is transformed with an average species richness change of 1.3 ± 0.2 per km^2 .

The in- or decrease is relative to the present baseline, making this approach a marginal one in LCA-terms. The above factors are thus marginal impact factors describing the relationship between a change in water extraction flow and a change in species richness.

See chapter 5 for a further elaboration on this. The same reasoning can be followed for other species-level indicators, although only a few (like Red List species) give significant results.

4.4 More regionally differentiated calculations

In order to deal with cases in specific regions, hydrological calculations on the regional impact of an extraction change on the groundwater table per km^2 should be performed. The models NAGROM, MOZART, MONA and DEMNAT can be applied for this, in the Netherlands. Using the DEMNAT post-processor these ecosystem level results can also be expressed in a number of plant species level indicators. The results can finally be included in an LCA impact profile, and even expressed in the same impact indicator as land use, for instance according to [Lindeijer et al., 2002] (see also chapter 5), or with some adaptations in the Eco Indicator 99 [Goedkoop & Spriensma, 1999].

5 Extrapolation abroad

Extrapolation of the regionally differentiated calculations (chapter 4) to situations abroad is not possible, as the eco-hydrological model applied is unique and specific for the Netherlands. Only simple relationships per soil type between groundwater level changes and ecosystem values on a sub-national differentiated level can be applied, using perhaps one of the 4 indicators mentioned in chapter 3. Apart from the fact that a choice on which indicator to use has not yet been made, this does not result in indicators comparable to other LCA impact indicators. Only by matching results from the DEMNAT post-processor for extraction rate changes per soil type to the indicator scores per soil type could such a link be established, with LCA land use indicators. The necessary extraction scenario's for all main soil types are not available at this point.

For the relationship between groundwater extraction rate and groundwater level, two simplified routes are proposed in annex 1, section 5.3: a neat route and a quick and dirty route. Which route should be applied is dependent on the scope of the study, and on the available data and resources.

Neat route

The neat route is based on a multi-layer adaptation of a formula by De Glee [De Gelee, 1930]. Input data required are:

- distance to the extraction point
- amount extracted
- water transmissivity T of aquifers (water-transmitting layers)
- hydraulic resistance c of aquitards (water-buffering layers)
- "water feeding" resistance
- drainage resistance
- vertical resistance of the upper layer

See annex 1 for further directions.

Quick and dirty route

The quick and dirty route is calculating the average groundwater level (relative to surface water level) of a region by means of an estimated drainage resistance. A rule of thumb is that the drainage resistance in days equals the distance in meters between two ditches (or other drainage systems) in that region. The product of drainage resistance and groundwater recharge (usually equal to the precipitation surplus) is the average groundwater level relative to the regional surface water level.

For the Netherlands the quick and dirty calculation is performed in annex 1 based on 200 m average distance between (drainage) elements and 300 mm precipitation surplus per year. This resulted in an average $200 \times 0.3/365 = 0.17$ m groundwater level above drainage level, without further groundwater extraction. When an additional X% of the groundwater recharge is extracted, the groundwater level lowering is then stated to be an equal share of this average level. In the Netherlands, the average annual extraction of 10^9 m³ groundwater divided over 35,000 km² is equal to a depth of 30 mm, or 10% of the supply. This would result in 1.7 cm average groundwater level lowering in the

Netherlands. This is on average 0.02 mm per Mm³ groundwater extracted. Whether such an averaged out result still has any meaning is not stated, but may be doubted. For other countries the situation may not be so simple because of very different hydrological situations.

This quick and dirty route can also be applied to relate the soil-type dependent desiccation indicators of chapter 3 to extraction rate changes. The quick and dirty calculation above could be applied to other countries when the necessary data is available. The minimum input data requirement is then:

- average extraction/drainage point distance
- annual groundwater recharge rate
- annual extraction rate
- total area
- % of each main soil type

A global soil type characterisation is also required for this. As these requirements could not be met in this project, the link with the characterisation factors of chapter 3 could not be made here.

Finally, areas with the following characteristics can be left out of the desiccation assessment:

- groundwater level far below the surface (>1.20 m deep), or without visible drainage
- no significant nature value available (high intensity farming, urban regions)
- extraction outside of a range of 3 times the leakage factor $\sqrt{T.c}$, or at a larger distance than 10 km

6 Partial LCA case study ‘Water saving shower system’

6.1 Introduction; goal and scope definition

The value of the incorporation of desiccation impacts in LCA is dependent on the application (comparing different water extractions, or relating desiccation impacts to land use impacts, see the Introduction). Here, the comparison of desiccation impacts with land use impacts is performed on a screening case of water saving through showers. We focus on the question: **how do the impacts due to the water saving relate to those of energy saving?**

Regarding emissions such as CO₂ and NO_x, this question is easily resolved using state-of-the-art LCA. We do not proceed with these, because we only want to illustrate the possibilities within reach due to the present research. Regarding direct ecosystem impacts via land use and desiccation, the assessment is not so straightforward. **This case is meant to give some indication of how to deal with the direct biodiversity impacts of this system.** Indirect impacts on biodiversity (via acidification or global warming) are thus not assessed here. The aim is not to be very precise or complete, neither in the input data, nor in the impact assessment.

6.2 Partial inventory for the case study ‘Water saving shower system’

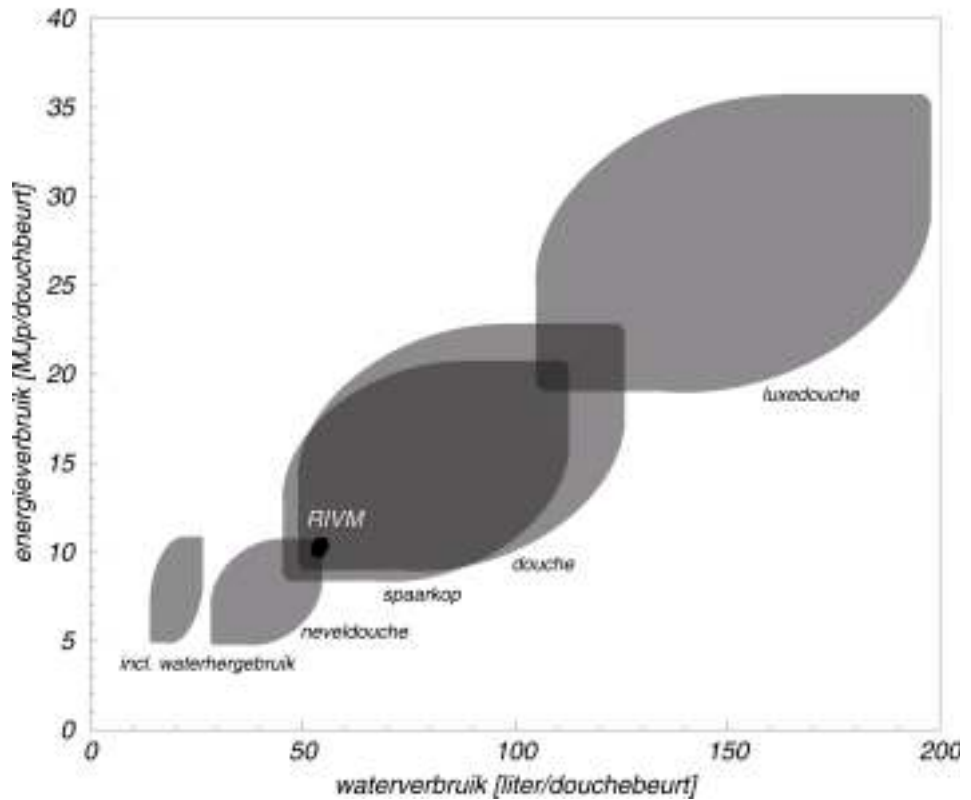
In this case study we could not apply the approaches developed in chapter 3 but only that of chapter 4, because only there the link with the extraction rate was determined. Because that approach is only applicable on a national level, the case should also reflect the national level. **The functional unit is therefore: 1 year showering in the Netherlands.** As with this approach only changes can be assessed, only the difference between the situation with 50% and with 100% penetration of water saving showers is considered.

Determining the annual water- and energy savings

The different shower installation options are given in figure 6.1, taken from [van der Koijk, 2000]. In [van Ewijk et al., 1998] a more detailed assessment was made based on annual water consumption interviews in the Netherlands. They concluded that in 2010, a shower may consume 60 to over 70 liters of water, resulting in an annual household water consumption of 35 to over 50 m³ [van Ewijk et al., 1998]⁴. These figures include 100% penetration of water saving showers. For estimating the impact of going from 50% to 100% penetration of water saving showers on the energy consumption, we calculate back from an average future 40 m³ per household using a water saving shower. According to figure 6.1 this 40 m³ in total corresponds to about 52 PJth/year for the Netherlands. Assuming that a water saving shower would result in 50% lower water consumption (leaving all other parameters equal), 50% penetration would result in 60 m³ per household (78 PJth for the Netherlands) per year.

⁴ For Dutch households in existing buildings, the average daily water consumption for showering is 38 liters per person. If the trend among youngsters to shower longer holds when they become older, the average daily water consumption for showering per person will rise to over 39-57 liters [van Ewijk et al., 1998].

Figure 6.1 Energy- versus water consumption of alternative shower-systems (MJth and liter per shower)



Going from 60 to 40 m³ per household per year is a total water saving of 20 m³ x 16 million / 2.45 persons per household = 130 Mm³ per year, with a simultaneous energy saving of 26 PJth/year. Of the 130 Mm³ only 76% of the household drinking water is extracted as groundwater presently [RIVM, 2000]: 99 Mm³ per year. The **99 Mm³ groundwater extraction flow change and 26 PJth energy savings per year due to 100% penetration of water saving showers** are here the only intervention and input change considered, relative to the baseline (50% penetration of water saving showers in the Netherlands).

6.3 Calculating the related impact scores

Using the TNO land use impact methodology of [Lindeijer et al., 2002], the potential land *occupation* impacts of 1 MJth (primary) energy using a conventional (gas-fired) water heating system in terms of species richness are 0.0090 m2.y. This score is a multiplication of physical land use occupied during a certain time (in m2.y), an ecosystem level indicator and a local species level indicator⁵. This score consists of about 83% land use in the Netherlands, and 17% in the EU (calculations for this project with the TNO LCA database).

The land *transformation* impact scores from TNO are 0.00018 m2 for 1 MJth gas-heated water. These scores are the difference between the situation before and after a land use change (transformation). Of these scores, only 14% are transformations within the Netherlands.

For 26 PJth energy savings the potential land use impacts in the Netherlands then amount to -1.94×10^8 m2.y TNO land occupation biodiversity impact scores, and -6.6×10^5 m2 transformation biodiversity impact scores (excluding the potential impacts caused abroad). In total (Netherlands plus abroad), these impacts are -2.34×10^8 m2.y (for occupation) and -4.7×10^6 m2 (for transformation).

At this point it becomes important to explain the distinction between occupation and transformation in land use. The above calculated land occupation impacts are an expression of the potential impacts by suppressing (spontaneous) biodiversity quality changes due to continuous land occupation by buildings, roads, agriculture etc. The land transformation impacts are related to *changes* in land use, comparable to the *change* in extraction rate due to water savings. Therefore, land transformation impacts are of the same type as desiccation impacts: both relate to *changes* in species density due to an activity. Land occupation impacts are then comparable to the potential impacts due to keeping the present extraction rate (and thus groundwater level) is it is. The latter impacts are not determined here.

⁵ The TNO land use biodiversity impact scores are built up from an ecosystem level indicator (consisting of 3 factors) and a localised species level indicator (species richness relative to the average in the Netherlands, per 0.01 ha), in its most simple form expressed as:

$$EO \text{ (Ecosystem Occupation)} = A \times t \times SR_i \times ES_i \times EV_i \times SD \quad [\text{m2.y}] \quad \{4\}$$

with Species Density (SD) = $(1 - S_{act, 0.01} / S_{ref, 0.01})$; $0 \leq SD \leq 1$

where SR_i (relative Species Richness of biome i) = S_i / S_{min} (SR ≥ 1)
 ES_i (Ecosystem Scarcity of biome i) = $A_{pot,max} / A_{pot,i}$ (ES ≥ 1)
 EV_i (Ecosystem Vulnerability of biome i) = $(A_{exi} / A_{pot,i})^{b-1}$ (EV ≥ 1)
 $S_{act, 0.01}$ = species density during the land use itself
 $S_{ref, 0.01}$ = average species density in the region
 A = area occupied/transformed
 t = occupation time

For transformation, $S_{act, 0.01}$ is replaced by $S_{fin, 0.01}$ (the species density after transformation), and $S_{ref, 0.01}$ is replaced by $S_{ini, 0.01}$ (the initial species density). Transformation has no time aspect, and has unit [m2].

From the above argumentation follows that only the land transformation impact scores from energy savings can be compared to the desiccation impacts in terms of species density, and that we can only assess changes relative to a baseline situation.

The plain species richness indicator score per unit of groundwater extraction rate change could be calculated as (see end of section 4.3):

$$A \times \Delta S_i \text{ per } \Delta \text{GER} [\text{species.m}^2] \quad \{5\}$$

with A = affected area ($3.3 \times 10^9 \text{ m}^2$ per Mm^3/y change)

ΔS_i = average change in plain species density per km^2 (1.3 ± 0.2 species per km^2)
and ΔGER = change in national extraction rate [Mm^3/y]

This would amount to $(4.3 \pm 0.7) \times 10^9$ species. m^2 per Mm^3/y rate decrease.

However, as the local change (transformation) is calculated in LCA as:

$$\Delta \text{SD} = A \times (1 - S_{\text{fin}, 0.01} / S_{\text{ini}, 0.01}), \quad \{6\}$$

the initial and the final state (or the change) is required. As initial state, the average species density as calculated by the DEMNAT postprocessor (145 species per km^2) should be used⁶. Thus, the local transformation species-level score is $3.3 \times 10^9 \times (1 - 149.3/145)$, so **$\Delta \text{SD} = -98 \times 10^6 \text{ m}^2$ per Mm^3 extraction rate change.**

For 99 Mm^3 groundwater savings per year this is -9.7×10^9 . This is a negative score, which is in LCA an expression of ‘beneficial to the environment’.

Before comparing the calculated local desiccation impact scores with the local land use transformation scores in the Netherlands, we should also correct the desiccation impacts to the global ecosystem factors applied in [Lindeijer et al., 2002] for the energy system. For the Netherlands, this factor is on average 152 (for Europe as a whole, this factor is on average 71, see [Lindeijer et al., 2002]). The total scores to be compared in this case thus become:

$-9.7 \times 10^9 \times 152 = -1.5 \times 10^{12}$ for the desiccation impacts;
 -4.7×10^6 for the land transformation impacts due to energy saving.

6.4 Conclusions from this case study

* It has been proven possible to compare desiccation impacts and land use impacts (at least on a national level), and to express them in the same terms. Many calculation steps have to be made, and detailed insight in the methodological consequences of each step is required to perform this comparison consistently.

⁶ This matches the change calculated by the DEMNAT post-processor. This average value is lower than the average value used in [Lindeijer et al., 2002], 180 species per km^2 . This is because in [Lindeijer et al., 2002] the reference had to match the global species density data from [Barthlott, 1997]. The average species density in the Netherlands according to the best botanical inventory efforts (180 species per km^2) fits this global data.

* To assess desiccation impacts, it is necessary to use different calculation factors when increasing or decreasing the rate of groundwater extraction, due to the hysteresis effect. Also, all nature value indicators require different calculation factors.

* The desiccation impacts of the shower water saving systems seem more than a factor 100,000 higher than the land use impacts of the related energy savings, when expressed in the same terms. Of the land use transformation impacts only 14% occur in the Netherlands. Even when only 0.001% of the global desiccation impacts related to this case would occur in the Netherlands, the desiccation impacts in the Netherlands would still determine the total LCA biodiversity score. It thus seems likely that the biodiversity impacts via energy savings will never be higher than the desiccation impacts in this case.

* In general however, direct ecosystem impacts due to land transformation of for instance energy systems related to water saving devices may not be negligible compared to the desiccation impacts. These land use impacts should thus not be ignored when assessing water saving options, especially when a (ground)water saving option requires additional energy input.

7 Discussion, research recommendations and conclusions

7.1 Discussion

In chapters 3 and 4 two different routes were applied to make steps towards including desiccation impacts in the LCA methodology. Each route is discussed separately.

Route 1 Soil-type specific ecotope susceptibility for groundwater level changes

Route 1 applied data on the susceptibility of ecotopes on different soil types to arrive at 4 possible impact indicators, with as input the average spring groundwater level and the soil type. The hypothesis was that a simple soil type characterisation would allow for a rough regional differentiation. These 4 indicators are all based on some characteristic of the ecotype-specific dose-response curve between groundwater level and some nature value:

- 1 Marginal change
- 2a Completeness score based on reference groundwater level
- 2b Completeness score as reference
- 3 Intergral of the curve
- 4 Slope characteristic

Based on the interpretation of the meaning of each indicator, no choice could be made between them, although they gave different results. In order to pursue further in deriving characterisation factors via this route, a well-argued choice has to be made.

As the primary interest of decision makers will be in the *change* of the groundwater level, the indicators 2a and 2b (assessing average situations) may seem less adequate than the marginal change method (the Δ nature value per Δ groundwater level). Also, using one average groundwater level for all ecotope-soil type systems can lead to totally different results depending on the choice of this average level (see tables 3.1 and 3.2). However, for the marginal approach no impact factors were derived, as this requires regionally differentiated data on the present groundwater level per soil type. Approach 3 using the integral of the curve, and approach 4 using its form, also resulted in different scoring results. Therefore, no final choice of impact factors based on soil type could be made at present. A further interpretation of the resulting differences should be performed.

The relationship between the (regionally differentiated) groundwater level changes per soil type on the one hand, and groundwater extraction rate changes on the other hand, was not assessed. For this relationship, a regionally differentiated analysis would be required, which was not within the scope of this study.

A possible other basis for determining impact indicators could be some rough ecotope classification, assessing the marginal nature value change per ecotope, based on

regionally differentiated groundwater levels. To assess the usefulness of such classifications, further analysis of the Dutch regionally differentiated modelling cluster (see below) is required.

Route 2 Regionally differentiated impact assessment

In route 2, regionally differentiated models were applied to arrive at an impact indicator score in terms of ecosystem-level and species-level biodiversity impacts. For the Netherlands as a whole, this approach was followed and proven applicable. The scores were expressed in the same terms as direct biodiversity impacts from land use, which is an advantage for the interpretation of both impact types.

However, because a linear relationship was proven between water extraction scenarios in the Netherlands and their nature value impacts, the added value of such a national level impact score is limited. It can only be applied for cases in the Netherlands. By running the models used for any section within the Netherlands, these impact scores can be produced per km²-cell and for all assessed cells together. Regional differentiation within the Netherlands is thus possible, but not abroad.

Extrapolation abroad

Outside the Netherlands hydrological models may not be as detailed or complete, and eco-hydrological models do hardly or not exist. Due to this limitation in modelling possibilities abroad, the only solution seems to use the Dutch models to derive simple relationships to be extrapolated abroad.

For the influence of the extraction rate on the groundwater level, very crude or more sophisticated approaches can be followed to extrapolate abroad. Still, at least 5 parameters are required for the crudest approach suggested, including a global soil type characterisation and - percentage per country or region. What could simplify things is that areas with certain characteristics can be left out of the assessment (see end of section 5.5). For specific cases abroad, assessing these characteristics could be a way to determine whether or not desiccation impacts might occur at all.

Integrating routes 1 and 2

For the relationship between the groundwater level in susceptible areas and biodiversity or nature value impacts, it seems from route 1 that a valid simplification still needs to be found to allow the use of soil-specific impact indicators. With some more analysis of possible simplifications using the NAGROM-MOZART-MONA-DEMNAT-postprocessor modelling cluster of route 2, the validity of such simplifications can be tested⁷. This would allow for a more sound interpretation of the different impact factor sets, and a better basis for choosing amongst them.

Such an analysis may also reveal possibly important relationships between water extractions and resulting groundwater levels. This could result in applicable rules of thumb for different aquifer/aquitard situations (in as far as these occur in the Netherlands), which could then be linked to the soil-type related impact scores.

Options and limitations to applicability

⁷ Similar tests would be required to determine the influence of upward seepage and inlet of water from outside the area (two related physical parameters next to groundwater level, see figure 3 in annex 1) on indicator scores.

It is clear that a simple relationship between extraction rate change and nature value change is generally required for global assessment of desiccation impacts in LCA. Rough soil types seem to allow for such an assessment. However, at present robust data is lacking to perform this. Only when there is a strong focus on the Netherlands, or a region with comparable hydrological characteristics, could the results of the regionally differentiated route of this study (chapter 4) be applied.

Within the Netherlands a further differentiation of the impacts of extraction rate changes is possible when hydrological impacts from localised extractions are modelled and fed into the eco-hydrological model DEMNAT and its post-processor. This allows for assessing:

- 1) localised impacts of extractions in a certain soil type on its surroundings, expressed in various impact indicator scores
- 2) the extent of extraction impacts on various surrounding soil types
- 3) benchmarks and positioning of water supply organisations

Options 1) and 2) can assist in further specifying the impact indicator scores for the various soil types in LCA. Option 3) is outside of LCA, and may require further elaboration of the approach.

Including impacts from agriculture production

Even if simple relationships between extraction rate change and biodiversity changes could be found, and the data requirement is not too high for situations abroad, an important limitation to the present routes is that the impacts of water level lowering for agricultural production is not taken into account. In LCA's where agricultural products occur, desiccation impacts should also be included. Here, maintaining the groundwater level sufficiently low for agricultural production in delta areas is important. This leads to impacts comparable to land occupation impacts (relative to an average or maximum reference state).

This is a different type of impact than the impacts of *changing* the water level for a change in agricultural productivity. This type of change can be assessed by determining the current gross trend in water level in a region and its impacts. It is comparable to the type of land use change impact distinguished in LCA: transformation.

Distinguishing between both types of impacts is a valuable first step towards including such impacts of agricultural production in delta areas. The related intervention types would be (in contrast to water extraction impacts):

- artificial groundwater level (compared to a reference) for impacts of maintaining the present groundwater level
- change in groundwater level for impacts of changing the present groundwater level

For both types of impact an attribution should be made of the impacts to a certain amount of agricultural products. Especially for case-specific changes in the groundwater level this requires further assumptions on the total duration of food production. The relevance of including artificial groundwater levels and changes therein is as yet unclear. In Dutch policy, impacts on agricultural areas are generally not included as desiccation impacts. Nevertheless, studies in this direction have been performed (see e.g. [Haasnoot et al., 1999] and [Kors et al., 1998]), and it should be possible to make a distinction between interventions for "keeping dry feet" and for agricultural activities.

7.2 Research recommendations

The present results can only be applied to assess the impacts of generic groundwater extraction rate changes within the Netherlands.

For further developing a truly global desiccation impact assessment method within LCA, the following next steps may be taken:

- 1) determine the most valid characterisation factor set and check values for different soil types
- 2) apply these values to express a soil-type differentiated relationship between extraction rate change and nature value change
- 3) use these expressions and a more simple extraction-groundwater level relationship to extrapolate Dutch results abroad, possibly differentiating between different aquifer/aquitard situations
- 4) use specific cases abroad to verify or calibrate the derived factors

This route includes various data collection and modelling steps to be made. Especially the extrapolation abroad will require an efficient data collection strategy. It is one route towards assessing desiccation impacts globally within LCA.

Another route might be to determine the impacts of soil-type specific extractions within the Netherlands. These results can then be compared to the values determined via the characterisation values. Next to this comparison, a more independent uncertainty analysis should be performed to determine the validity and uncertainty range of the proposed indicators.

In addition to assessing the impacts of point extractions, another research strategy is required to deal with impacts of keeping the groundwater level at a certain level for agriculture. Here, the choice of a reference state is required. And specific scenario's will need to be calculated, in order to determine the quantitative impacts. Finally, the assessment of the number of agricultural products to which the impacts should be attributed needs to be determined.

Once this basis is established, it is possible to assess the impacts of different hydrological interventions, such as surface sealing, separate rainwater drainage, aggregate extraction, specific water extraction techniques etcetera. This will require a specific type of modelling, using typical local situations per intervention type. All intervention impacts can be compared to one another using this approach, optionally in different indicator terms. The value of expressing the results in different indicators is that the indicator type may be important for the decision maker at stake, and the sensitivity of its choice can be shown. It may also be that next to the local score, it may be informative to compare this to the life cycle score related to the case. Or scores for different cases can be compared, such as for benchmarking.

Finally, if desired, desiccation impacts could be incorporated in LCA methods resulting in only a few indicators, such as the Eco Indicator 99 method. This will require an adaptation to the present EI 99 land use methodology, or the improvement of the whole Eco Indicator scheme to include land transformations and desiccation impacts in a consistent manner.

7.3 Conclusions

In this research, the first steps were made to develop a method to include desiccation impacts in LCA. It was proven that a method can be found to differentiate quantitatively between soil type sensitivity to groundwater level changes. Such a classification is necessary in order to allow for a rough regional differentiation for desiccation. The uncertainty in the derived factors can be reduced, but should still be determined.

Also, on the national level a linear relationship was determined between extraction rate change and nature value change in terms of conservation value. Species-level indicators are more sensitive to the hysteresis effect that is not seen using the ecotope conservation value method on a national level. This sensitivity requires a different calculation when the extraction rate is decreased or whether it is increased.

Finally, it was shown how desiccation impacts can be compared to other LCA impact categories, namely land use impacts. From a first case study it seems that the biodiversity impacts of desiccation reduction outweigh those of energy savings by a factor larger than 1000. For other cases, the biodiversity impacts from energy consumption may be more important and contrary to desiccation impacts, and extrapolation of desiccation impacts will still be important then. Various options are given to perform an extrapolation based on the experience in the Netherlands. A possible situation may be systems using local pumps to transport rain- or secondary water through the house.

As an additional research result, the limitations and flaws of general extrapolation methods applied to standardise (impact assessment) grid-cell data were shown. An alternative approach valid for extrapolations down a factor 5 was generated in a separate research paper.

The precise route from here to complete the impact assessment development for desiccation in LCA is not determined here, although a possible approach is mentioned. Further use of (parts of) the regionally differentiated (eco-)hydrological models available for the Netherlands will be necessary in order to derive sufficiently robust indicator scores per (desiccation) impact class. The extrapolation abroad will have to be validated using available case data, whenever possible.

Several other applications of the present eco-hydrological model including the post-processor have been suggested. Different possible interferences in the groundwater flow (direct or via the surface water) due to building, water management, aggregate extraction etc. could be assessed using the same methodology, and expressed in various terms. These applications may extend outside of traditional LCA, and into other decision support tools. Additional research is required in order to make this possible.

8 References

[Arnold, 2001] G.E. Arnold: MOZART, a model for the unsaturated zone for the Netherlands, poster RIZA, Lelystad

[Arts et al., 1997] Arts M.P.T., J.P.M. Witte, R. van Ek: Gevoeligheidsanalyse DEMNAT 2.0. DEMNAT 2.1 rapport 8. Landbouwniversiteit Wageningen, RIZA, Lelystad

[Bal et al., 1995] D. Bal, H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest: Handboek natuurdoeltypen in Nederland, Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 11. Wageningen

[Barthlott, 1997] Barthlott, W. et al.: Global biodiversity: species numbers of vascular plants, Department of Botany and Geography, University of Bonn (website <http://www.botanik.uni-bonn.de/system/biomaps.htm#publications>).

[Beugelink et al., 1992] G.P. Beugelink, F.A.M. Claessen & J.H.C. Mülschlegel: Effecten op natuur van grondwaterwinning t.b.v. Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening en MER, MER/DIV rapport 16

[van Ek et al., 2000] R. van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn: Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. Ecological Engineering 16: 127-141

[van Ek, 2001] R. van Ek: DEMNAT, an eco-hydrological prediction model for the Netherlands, poster RIZA, Lelystad

[van Ewijk et al., 1998] H. van Ewijk, E. Lindeijer & J. Uitzinger: De energie-effecten van Ander Water systemen (in Dutch), IVAM Environmental Research, Universiteit van Amsterdam,

[De Glee, 1930] G.J. De Glee: Over grondwaterstromingen bij wateronttrekking door middel van putten, PhD thesis, TUDelft

[Goedkoop & Spriensma, 1999] M. Goedkoop & R. Spriensma: The Eco Indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodological report & annex, PRé Consultants, Amersfoort, 5 October

[Guinée et al., 2002] J.B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegeener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruin, R. van Duin, M.A.J. Huijbregts, with contributions of E. Lindeijer, A. Roorda, B.L. van der Ven & B. Weidema: Life Cycle Assessment, an Operational Guide to the ISO standards, Kluwer Academic Publishers, April

[Haasnoot et al., 1999] Haasnoot M., J.A.P.H. Vermulst, H. Middelkoop: Impact of climate change and land subsidence on the regional water systems in the Netherlands. Terrestrial areas. RIZA-report 99.049. NRP project 952210, Lelystad

[Klijn, 1997] F. Klijn: A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification, PhD thesis Leiden University, Leiden, the Netherlands, 27 february

[Köllner, 2001] Th. Köllner: Land use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality, PhD thesis Universität St. Gallen, Switzerland

[Kors et al., 1996] A. Kors, F. Claessen, H. Vermulst, R. van Ek, H. Bos, E. Boven, W. de Lange & G. Arnold: Beleidsanalyse WSV: thema verdroging en grondwater. Thema rapport, RIZA nota 97.041, ISBN 9036950872, RIZA, Lelystad

[Kors et al., 1998] A. Kors, J.A.P.H. Vermulst & T. Slot: Van oude gronden en de dingen die voorbij gaan, een studie naar de gevolgen van bodemdaling voor hydrologie en landbouw in Fryslân, RIZA report 98.037, ISBN 9036951887, RIZA, Lelystad, 10 juni

[van der Koijk, 2000] J.F. van der Koijk: Kwantitatief verkennen, TNO Industrial Technology (unpublished), february

[Kroes, 1991] H.W. Kroes: Essential environmental information The Netherlands, Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, the Hague, The Netherlands

[Kroon, 2001] T. Kroon: MONA, an interface to connect models for the insaturated and saturated zone, poster RIZA, Lelystad

[De Lange, 2001] W.J. de Lange: NAGROM: A groundwater model for the Netherlands, poster RIZA, Lelystad

[Lindeijer & Alferts, 2001] E. Lindeijer & A. Alferts: Summary of step A of the Delft Cluster Research Programme on Land Use in LCA, Int. J. LCA 6, p. 186

[Lindeijer et al., 2002] E.W. Lindeijer, I. Kok, P. Eggels, A. Alferts, E. van der Voet, L. van Oers, B. Vreeken, C.L.G. Groen & W. Helmer: Improving and testing a land use impact assessment method for LCA, TNO Industrial Technology/CML/Floron Foundation/Ark Foundation/TUD, for RWS DWW/Delft Cluster, to be published

[van der Meijden et al., 1991] Van der Meijden, R., L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. Gorteria 17: 75-127

[van der Meijden et al., 2000] R. van der Meijden, B. Océ, C.L.G. Groen, J.P.M. Witte & D. Bal: Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. Basisrapport met een voorstel voor de Rode Lijst, Gorteria 26, p. 85-208

[RIVM, 1996] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: Achtergronden bij Milieubalans 95, Samsom Tjeenk Willink bv, Alphen a/d/ Rijn

[RIVM, 2000] RIVM: Milieubalans 2000, Samsom bv, Alphen aan den Rijn

[RIZA, 2000] RIZA: Ecomapper 1.0, kaarten maken vanuit Florbase, Florivon en X-Y-Z data met behulp van Mapper, RIZA, Lelystad

[Runhaar, 1999] J. Runhaar: Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands. PhD-thesis, Leiden University (RUL), Leiden

[Udo de Haes & Lindeijer, 2002] H.A. Udo de Haes & E.W. Lindeijer: The conceptual structure of Life Cycle Impact Assessment, in Udo de Haes et al. (eds.): Best available practice in Life Cycle Impact Assessment. Report of the second SETAC-Europe working group on Life Cycle Impact Assessment, SETAC, accepted for publication, 2002

[Wegener Sleeswijk et al., 1997] A. Wegener Sleeswijk, R. Kleijn, M.G.J. Meeusen-van Onna, H. Leneman, H.H.W.J.M. Sengers, H. van Zeijts, J.A.W.A. Reus: Toepassing van LCA voor Agrarische Produkten. 1. Methodische kernpunten; 2. Aanvulling op de Handleiding LCA; 3. Methodische achtergronden., LEI-DLO, ISBN 90-5242-326-1, Den Haag

[Witte, 1998] J.P.M. Witte: National water management and the value of nature, PhD thesis Wageningen Agricultural University (WAU), Wageningen, the Netherlands

[Witte & Torfs, 2001] J.P.M. Witte & J.P.P.T. Torfs: Scale dependency and fractal dimension of rarity, in press; accepted by Ecography

TNO Industrie

9 Signature

TNO Industrie
Eindhoven, juni 2002

Ir. H.J.M. Verbeek
Afdelingsmanager Productontwikkeling

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'H.J.M. Verbeek', written on a light blue background.

Drs. E.W. Lindeijer
Projectleider

TNO Industrie

TNO-rapport

42/02.002943

Annex 1

Verandering van natuurwaarden door
grondwaterwinning

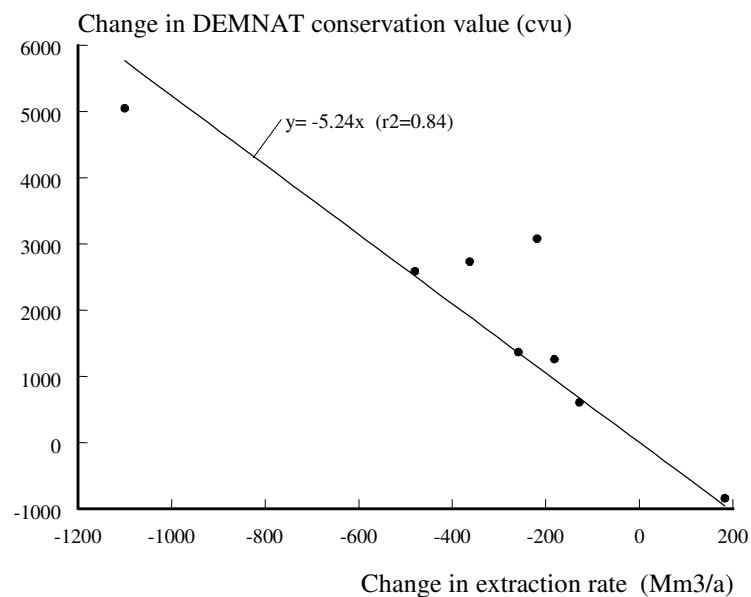
Inhoudsopgave

1	Inleiding — 54
2	Berekening — 56
2.1	Inleiding — 56
2.2	Methode DEMNAT — 56
2.3	Berekening natuurwaarden met soorten — 60
3	Relatie natuurwaarden DEMNAT - soorten — 61
3.1	Methode — 61
3.2	Resultaten — 61
4	Nabewerkingsprogramma — 64
4.1	Berekening — 64
4.2	Invoer en uitvoer van het programma — 65
5	Extrapolatie naar het buitenland — 66
5.1	Inleiding — 66
5.2	Extrapolatie indices voor natuurwaarden — 66
5.3	Extrapolatie ecologische effecten grondwaterwinning — 67
6	Discussie — 73
6.1	Relaties natuurwaarden DEMNAT – soorten — 73
6.2	Nabewerkingsprogramma — 73
6.3	Extrapolatie — 74
	Bijlage(n)
	I Symbolenlijst - 76
	II Natuurwaarderingsmethoden - 78
	III Voorbeelden stuurbestand en uitvoer nabewerkingsprogramma - 86
	IV Relatie score – gridgrootte - 90

1 Inleiding

De productie en distributie van goederen gaat in het algemeen gepaard met een zekere aanslag op het milieu. Bij de productie worden grondstoffen en energie gebruikt en kunnen schadelijke stoffen in het milieu terecht komen. Bovendien wordt bij het productieproces ruimte in beslag genomen, bijvoorbeeld door een fabriek en de benodigde infrastructuur. Om het milieu een volwaardige plaats te geven in het beleid vindt de overheid het van belang dat niet alleen financiële kosten en baten van producten bekend zijn, maar ook de effecten van de productie op het milieu. Een methode om die effecten in beeld te brengen is de zogenaamde Life Cycle Analysis, afgekort LCA.

Binnen Thema 4 van het Delft Cluster wordt onderzocht of het mogelijk is het milieuprobleem ‘verdroging’ in te brengen in een LCA (Lindeijer, 2000). Men wil antwoord kunnen geven op de vraag wat het aan natuur heeft ‘gekost’ om een kubieke meter leidingwater te produceren. In verband hiermee is door het onderzoeksinstituut RIZA aan de hand van bestaande modeluitkomsten onderzocht wat de relatie is tussen een verandering in de hoeveelheid onttrokken grondwater en de daarmee corresponderende verandering in natuurwaarden (Van Ek, 2001). Het resultaat van deze analyse is weergegeven in figuur 1.



Figuur 1: Relatie tussen verandering in de hoeveelheid onttrokken grondwater en de daarmee corresponderende verandering in de natuurwaarde van Nederland volgens DEMNAT-2.1 (gewijzigd naar figuur 2 uit Van Ek, 2001). N.B: het relatief hoog liggende punt (-219, 3081) betreft —i.t.t. de overige punten— alleen ondiepe freatische winningen.

De natuurwaarden in figuur 1 zijn berekend met het model DEMNAT (Van Ek et al., 2000; Witte, 1998). DEMNAT is het enige landsdekkende model waarmee effecten van grondwaterwinning op de natuur kunnen worden geanalyseerd, dus lag het voor de hand dit model te gebruiken voor de LCA-studie.

Het in figuur 1 getoonde lineaire verband luidt:

$$dW_{NL} = -5.24dQ \quad (r^2 = 0.84, n = 8) \quad [1]$$

W_{NL} = natuurwaarde Nederland (in conservation value units: cvu)

Q = onttrokken hoeveelheid grondwater ($10^6 \text{ m}^3/\text{jr}$)

De natuurwaarde van DEMNAT is gebaseerd op de waarden van een aantal ecosysteemtypen, de 'bouwstenen' van DEMNAT. In veel waarderingsstudies worden natuurwaarden echter berekend aan de hand van de waarden van soorten. Daarom is door Delft Cluster aan Kiwa gevraagd methoden te ontwikkelen waarmee DEMNAT-uitkomsten kunnen worden vertaald naar andere, op soorten gebaseerde natuurwaardenparameters. Specifiek is aan Kiwa het volgende gevraagd:

1. Onderzoek wat de relatie is tussen de totale natuurwaardenverandering in heel Nederland volgens DEMNAT en volgens op soorten gebaseerde methoden;
2. Ontwikkel een nabewerkingsprogramma voor DEMNAT, waarmee resultaten per km-hok zichtbaar worden voor verschillende aan soorten gerelateerde waarderingsparameters;
3. Schets de mogelijkheden om de resultaten en methoden die nodig zijn voor het berekenen van de ecologische gevolgen van grondwaterwinning, te 'vertalen' naar het buitenland.

Met het onderhavige rapport worden bovenstaande vragen beantwoord. In hoofdstuk 2 worden eerst enkele natuurwaardingsmethoden besproken: die van DEMNAT, alsmede enkele op soorten gebaseerde methoden. Deze uitleg is nodig om de volgende hoofdstukken te kunnen begrijpen. Een meer uitgebreide bespreking hiervan is te vinden in bijlage II. In hoofdstuk 3 komt de relatie voor heel Nederland tussen ecosysteemnatuurwaarde (volgens de DEMNAT-methode) en 'soortnatuurwaarde' aan de orde (vraag 1). Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 het nabewerkingsprogramma (vraag 2) behandeld. Bijlage III toont hiervan onderdelen en uitvoeren. Mogelijkheden voor extrapolatie naar het buitenland (vraag 3) worden geschetst in hoofdstuk 5. De samenvatting van een artikel over extrapolatie naar andere gridcel groottes is opgenomen in bijlage IV. De notitie besluit met een discussiehoofdstuk (6) waarin de mogelijkheden en beperkingen van de methoden en resultaten worden besproken. Een symbolenlijst voor dit rapport wordt gegeven in Bijlage I.

2 Berekening

2.1 Inleiding

Voor de berekening van natuurwaarden wordt in deze studie gebruik gemaakt van het florabestand FLORBASE-2F. Dit bestand bevat gegevens over de verspreiding in Nederland van alle in het wild voorkomende vaatplanten. Het voorkomen van soorten is opgeslagen in kilometerhokken, rastercellen van 1×1 km. Alle waarnemingen (van provincies, stichting FLORON, natuurbeherende organisaties, florawerkgroepen en particulieren) uit de periode 1975-2000 zijn in het bestand opgenomen. Het bestand bevat echter geen informatie over het aantal waarnemingen of de bedekking van een soort in een km-hok; alleen het al of niet aanwezig zijn in de inventarisatieperiode is bekend.

In dit hoofdstuk worden twee methoden besproken om natuurwaarden te berekenen: één gebaseerd op ecosystemen (methode DEMNAT), en één gebaseerd op het voorkomen van individuele soorten.

Het valt buiten het kader van deze studie om uitgebreid in te gaan op verschillende ontwikkelde of nog in ontwikkeling zijnde waarderingsmethoden. Voor een kritische bespreking van verschillende methoden wordt verwezen naar Bijlage II.

2.2 Methode DEMNAT

Ten behoeve van DEMNAT is een methode ontwikkeld waarmee km-hokken worden gewaardeerd aan de hand van de criteria 'relatieve soortenrijkdom van ecosysteemtypen', 'diversiteit aan ecosysteemtypen', 'nationale zeldzaamheid', 'internationale zeldzaamheid' en (impliciet) 'natuurlijkheid' (Witte, 1996, 1998).

Het ecohydrologische model DEMNAT berekent de effecten op ecosystemen van veranderingen in de waterhuishouding van Nederland. Als geografische invoer dienen onder meer landsdekkende kaarten met de relatieve soortenrijkdom (volledigheid) van ecosystemen. De ecosysteemtypen zijn gebaseerd op het Leidse ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987; Stevers et al., 1987). De eerste twee kolommen van tabel 1 geven een beschrijving van alle 28 ecosysteemtypen waarvan verspreidingskaarten zijn gemaakt. De 18 gemarkeerde typen dienen als invoer voor DEMNAT, omdat alleen deze kunnen worden beïnvloed door waterhuishoudkundige ingrepen. In deze paragraaf wordt beschreven hoe de ecosysteemkaarten zijn gemaakt (Witte, 1998; Witte & Van der Meijden, 1995, 2000).

Tabel 1: Beschrijving van de ecosysteemtypen waarvan verspreidingskaarten zijn gemaakt op basis van FLORBASE. De met een asterisk gemarkeerde ecosysteemtypen worden in DEMNAT gebruikt. Potentiële natuurwaarden W_{pot} van ecosysteemtypen zijn in de laatste kolom vermeld (gebaseerd op FLORBASE-2F).

Code	Omschrijving	W_{pot}
A12*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren	8.90
A17*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren	2.25
A18*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	1.03
K21*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems	3.90
K22*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems	4.04
K23*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems	7.37
K27*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem	1.70
K28*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	1.00
K41*	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems	3.51
K42*	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	3.17
K43	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems	5.82
K46	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke, kalkrijke bodems	3.15
K61	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems	2.77
K62	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems	1.75
K63	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems	4.83
H22*	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems	7.29
H27*	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	1.74
H28*	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	1.96
H42*	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	2.89
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems	10.12
H47*	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	2.17
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak zure bodems	2.22
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems	4.56
bA10*	Verlandings- en watervegetaties in brak water	4.48
bK20*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems	3.49
bK40*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems	3.60
bK60	Pioniervegetaties op droge, brakke (en stuivende) bodems	5.71
zK20	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zoute bodems	3.65

Indicatiewaarden

Allereerst zijn wilde vaatplanten aan de ecosysteemtypen toegekend met behulp van een indicatiewaarde w , die kan variëren van 0 (soort is niet indicatief voor het betreffende ecosysteemtype) tot 1 (soort is zeer indicatief). Zie als voorbeeld.

Tabel 2. Voor de vervaardiging van de kaarten zijn alleen zeer indicatieve soorten gebruikt, dat wil zeggen soorten met $w \geq \frac{1}{3}$.

Tabel 2. Indicatiewaarden w van ecosysteemtype K21

Soort	w	Soort	w	Soort	w
Andromeda polifolia	1	Eriophorum vaginatum	1	Rhynchospora alba	1
Carex curta	$\frac{1}{2}$	Gentiana pneumonanthe	$\frac{1}{2}$	Rhynchospora fusca	1
Drosera intermedia	1	Lycopodiella inundata	1	Trichophorum cespitos.	$\frac{1}{2}$
Drosera rotundifolia	$\frac{2}{3}$	Narthecium ossifragum	1	Vaccinium uliginosum	1
Erica scoparia	1	Oxycoccus macrocarpos	$\frac{1}{2}$	Wahlenbergia hederac.	1
Erica tetralix	$\frac{1}{2}$	Oxycoccus palustris	1		
Eriophorum angust.	$\frac{1}{3}$	Polygala serpyllifolia	$\frac{1}{2}$		

Relatieve soortenrijkdom (volledigheid)

Daarna is aan de hand van de soortenlijst in FLORBASE voor ieder ecosysteemtype de indicatiescore bepaald, zijnde de som van alle aan dat type gerelateerde indicatiewaarden in een km-hok:

$$S_e = \sum_{s=1,ns} w_{e,s} \quad \text{voor alle } w_{e,s} \geq \frac{1}{3} \quad [2]$$

S = indicatiescore

s = index soort

ns = aantal soorten

w = indicatiewaarde

e = index ecosysteemtype

Het resultaat, de indicatiescore S , geeft informatie over de aanwezigheid en de relatieve soortenrijkdom van een ecosysteemtype in een km-hok. Omdat ieder ecosysteemtype gekenmerkt wordt door een ander aantal indicatorsoorten en door een verschillend spectrum aan indicatiewaarden, zijn indicatiescores van verschillende ecosysteemtypen niet direct onderling vergelijkbaar. Daarom zijn de scores via een drietal drempelwaarden, die afhangen van het ecosysteemtype, omgezet in vier klassen die de relatieve soortenrijkdom, ofwel volledigheid, weerspiegelen. Op ecosysteemkaarten zijn deze volledigheidsklassen ('afwezig', 'laag', 'hoog', 'zeer hoog') weergegeven (Witte, 1998; Witte & Van der Meijden, 1995, 2000). Voor rekendoeleinden wordt de scores omgezet in een volledigheidsgetal tussen 0 en 1.

Deze wordt berekend aan de hand van de eerste en derde drempelwaarde:

$$V_e = \begin{cases} 0 & \text{als } S_e < D_{1e} \\ \frac{S_e - D_{1e}}{D_{3e} - D_{1e}} & \text{als } D_{1e} \leq S_e \leq D_{3e} \\ 1 & \text{als } S_e > D_{3e} \end{cases} \quad [3]$$

V = volledigheid

D_1 = eerste drempelwaarde

D_3 = derde drempelwaarde

(De tweede drempelwaarde heeft dus alleen presentatietechnische betekenis: hij dient ter onderscheiding van de volledigheidsklassen 'laag' and 'hoog' op de ecosysteemkaarten).

Natuurwaarden

Op basis van de criteria 'nationale zeldzaamheid' en 'internationale zeldzaamheid' is voor ieder ecosysteemtype een potentiële natuurwaarde W_{pot} berekend. Dit is de waarde die wordt bereikt wanneer het type relatief zeer soortenrijk is ($V_e=1$). Voor de toekenning van potentiële natuurwaarden is gebruik gemaakt van een speciaal ontwikkelde waarderingsformule, waarmee waarden worden uitgedrukt op een kardinale schaal. Dit wil zeggen op een schaal waarop niet alleen de volgorde van belang is, maar waarop rekenkundige bewerkingen kunnen worden toegepast: 2 punten op de schaal betekent, niet alleen 'meer waard dan 1 punt', maar ook werkelijk 'twee keer zo veel waard als 1 punt'. De laatste kolom van tabel 1 geeft de potentiële natuurwaarden.

De actuele natuurwaarde in een km-hok wordt berekend als:

$$W_{\text{km}} = \sum_{e=1,ne} W_{\text{pote}} V_e \quad [4]$$

W_{km} = ecosysteemnatuurwaarde km-hok

ne = aantal ecosysteemtypen (28)

W_{pot} = potentiële natuurwaarde ecosysteemtype

Wanneer alleen de 18 kwetsbare ecosysteemtypen worden opgeteld, wordt de door waterhuishoudkundige ingrepen beïnvloedbare natuurwaarde verkregen, W_{km}^* .

Sommatie van de waarden van alle km-hokken in een gebied resulteert in de totale natuurwaarde van dat gebied, zoals in W_{NL} voor heel Nederland.

Voor uitgebreide informatie over de hier beknopt behandelde methode zij hier verwezen naar: Witte (1996), Witte & Klijn (1997) en Witte (1998).

2.3 Berekening natuurwaarden met soorten

De waarde van een gebied, zoals een km-hok, kan men ook berekenen uit de natuurwaarden van de in dat gebied voorkomende soorten. De meest gangbare werkwijze is het simpel optellen van de waarden der soorten:

$$N_{\text{km}} = \sum_{s=1,ns} N_s \quad [5]$$

N_{km} = op soorten gebaseerde natuurwaarde km-hok

N = natuurwaarde soort

Deze werkwijze is ook gebruikt in het ontwikkelde nabewerkingsprogramma (Hoofdstuk 4). Voor het vaststellen van de natuurwaarden der soorten kan men verschillende methoden gebruiken. Het nabewerkingsprogramma is zo opgezet dat iedere methode kan worden toegepast, zonder dat het programma zelf hoeft te worden aangepast. De tot nu toe geïmplementeerde methoden kennen aan een soort slechts de waarde 0 of 1 toe, maar in principe kunnen ook andere waarden worden ingevoerd. Methoden die in deze studie zijn ingevoerd zijn:

- i soortenrijkdom: $N_s=1$ voor iedere soort s ;
- ii aantal Rode-lijstsoorten: $N_s=1$ voor de rode-lijstsoorten volgens Van der Meijden et al. (2000), $N_s=0$ voor alle overige soorten;
- iii aantal doelsoorten van het ministerie van LNV (Bal et al., 1995);
- iv aantal soorten die waarschijnlijk beschermd zullen worden in de nieuwe Flora- en Faunawet;
- v aantal soorten volgens uit Conventie van Bern van de Raad van Europa;
- vi aantal beschermde soorten volgens de habitatrichtlijn;
- vii aantal zeldzame soorten (soorten met $U_{FK_{90}} < 6$ volgens Van der Meijden et al., 1991).

3 Relatie natuurwaarden DEMNAT - soorten

3.1 Methode

Om de relatie tussen DEMNAT-uitkomsten en andere waarderingsparameters te onderzoeken, zijn natuurwaarden per km-hok volgens DEMNAT grafisch uitgezet tegen andere, op soorten gebaseerde natuurwaarden per km-hok. Dit klinkt eenvoudiger dan het lijkt want:

1. DEMNAT berekent alleen effecten op ecosystemen die beïnvloed kunnen worden door veranderingen in het waterbeheer (gemarkeerde ‘kwetsbare’ ecosystemen in tabel 1). Droge en zoute milieus zijn daar dus van uitgesloten.
2. Soorten kunnen bij verschillende ecosysteemtypen zijn ingedeeld, bijvoorbeeld zowel natte, vochtige als droge.
3. Nederland is niet overal evengoed geïnventariseerd. Om hier voor te corrigeren bij het maken van de ecosysteemkaarten, is FLORBASE via hiaatopvulling aangevuld met soorten (Witte, 1998). Het is bij de ontwikkeling en toetsing van de hiaatopvulmethode uitdrukkelijk alleen de bedoeling geweest betere ecosysteemkaarten te maken.

Met deze problemen is als volgt omgegaan:

1. Alleen soorten zijn in beschouwing genomen die geheel of gedeeltelijk zijn ingedeeld bij een of meerdere van de 18 DEMNAT-ecosysteemtypen, ook als de indicatiewaarde w van een soort voor een ecosysteemtype kleiner dan eenderde is.
2. Wanneer een soort bijvoorbeeld bij ecosysteemtype K47 is ingedeeld (vochtige, matig voedselrijke graslanden en ruigten) en daarnaast nog bij vier andere typen die niet deel uitmaken van de 18 DEMNAT-typen, dan telt die soort voor slechts 20% mee. De bijdrage B van DEMNAT-ecosysteemtype e^* in de natuurwaarde van het km-hok N_{km} is derhalve:

$$B_{e^*} = \sum_{s=1,ns} w_{e^*,s} N_s \quad [6]$$

En de ‘kwetsbare’ soortsnatuurwaarde van het km-hok wordt dan:

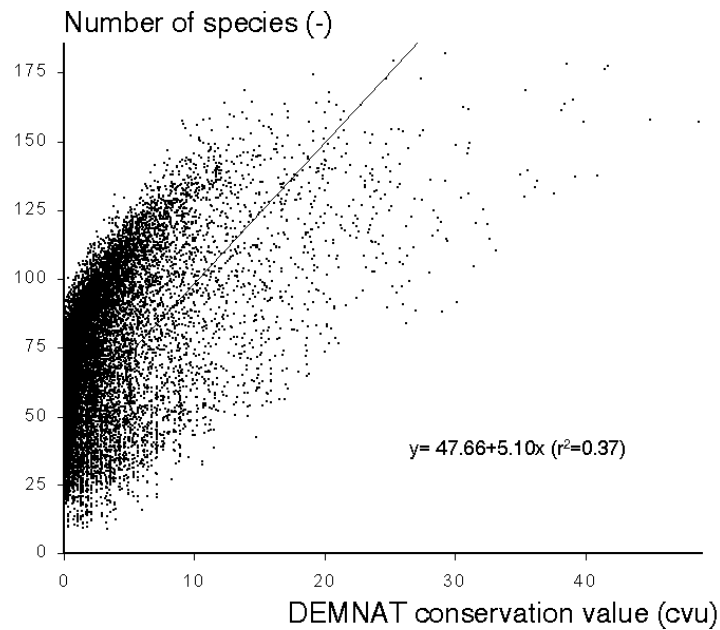
$$N_{km}^* = \sum_{e^*=1,ne^*} B_{e^*} \quad [7]$$

3. Gerekend is met het hiaatopge vulde FLORBASE-2F.

Per km-hok en per waarderingsmethode is dus een ‘score’ N_{km}^* berekend op basis van ‘kwetsbare’ soorten. Zo’n score kan bijvoorbeeld bestaan uit 4.23 kwetsbare rode-lijstsoorten.

3.2 Resultaten

De resultaten van de berekeningen per km-hok zijn eerst opgenomen in een aan de opdrachtgever overgedragen spreadsheet, bestaande uit bijna 30 000 rijen (de km-hokken) en 9 kolommen (de DEMNAT-natuurwaarde plus de 8 soortsnatuurwaarden). Aan de hand van dit bestand zijn correlatieberekeningen uitgevoerd. Ter illustratie toont Figuur 2 het verband tussen DEMNAT-natuurwaarde en het ‘aantal’ kwetsbare soorten per km-hok (in het vervolg worden scores ook wel aangeduid als ‘aantallen’; een score voor de rode-lijstsoorten van 4.23 vertegenwoordigt immers het aantal van ruim 4 rode-lijstsoorten).



Figuur 2: relatie tussen 'kwetsbare' ecosysteemnatuurwaarde en aantal kwetsbare soorten. Ieder punt vertegenwoordigt één km-hok.

Eerst is onderzocht hoe sterk de verschillende methoden *qua rangorde* met elkaar overeenkomen, door een kruistabel aan te maken met de Spearman rangcorrelatiecoëfficiënten r_s (gecorrigeerd voor 'ties'). Het resultaat is weergegeven in tabel 3. Vervolgens is voor iedere methode onderzocht met wat voor soort functie de relatie tussen de DEMNAT-natuurwaarde en de soortsnatuurwaarde het best kan worden beschreven: een lineaire functie ($N_{km}^* = a_0 + a_1 W_{km}^*$), een logaritmische ($N_{km}^* = a_0 + a_1 \ln(W_{km}^* + 1)$) of een machtsfunctie ($N_{km}^* = a_0 (W_{km}^*)^{a_1}$). Van alle soortsmethoden voldeed een lineaire functie het beste (r^2 het grootst), op methode i (soortenrijkdom) na, waar een logaritmische functie de beste fit gaf ($r^2 = 0.52; a_0 = 40, a_1 = 26.9$). De lineaire verbanden tussen de DEMNAT-natuurwaarde en de soortsnatuurwaarde zijn voor alle methoden samengevat in Tabel 4. Alleen deze lineaire verbanden zijn bruikbaar voor het berekenen van betrekkingen tussen verandering in onttrokken hoeveelheid grondwater dQ en verandering in soortsnatuurwaarden in Nederland dN_{NL} . Daartoe wordt de rechterterm van vergelijking [1] vermenigvuldigd met de in de in Tabel 4 opgegeven hellingshoek a_1 . De verandering in bijvoorbeeld het aantal kwetsbare rode-lijstsoorten (methode ii) wordt dus berekend als: $dN_{NL} = -5.24 \times 0.69 dQ = -3.62 dQ$.

Tabel 3: rangcorrelatiecoëfficiënten r_s voor paren van methoden waarmee 'kwetsbare' natuurwaarden zijn bepaald. Beschrijving methoden: §2.2 en §Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..

	Demnat	i	ii	iii	iv	v	vi	vii
Demnat	1.00	0.72	0.61	0.65	0.64	0.15	0.23	0.61
i		1.00	0.54	0.57	0.67	0.12	0.22	0.48
ii			1.00	0.97	0.50	0.24	0.21	0.58
iii				1.00	0.52	0.24	0.22	0.61
iv					1.00	0.11	0.24	0.42
v						1.00	0.38	0.26
vi							1.00	0.28
vii								1.00

Tabel 4: lineaire verband ($N_{km}^* = a_0 + a_1 W_{km}^*$) tussen kwetsbare ecosysteemwaarde W_{km}^* en het 'aantal' waardevolle en kwetsbare soorten N_{km}^* volgens een zevental methoden. Beschrijving methoden: §2.2 en §Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..

Methode	a_0	a_1	r^2
i	47.66	5.10	0.37
ii	0.52	0.69	0.66
iii	0.62	0.76	0.70
iv	0.54	0.24	0.47
v	0.002	0.018	0.11
vi	0.030	0.026	0.11
vii	0.35	0.46	0.59

4 Nabewerkingsprogramma

4.1 Berekening

DEMNET berekent per km-hok en voor ieder ecosysteemtype e de verandering in volledigheid dV_e door ingrepen in de waterhuishouding. Vermenigvuldiging met de potentiële natuurwaarden en sommatie levert de natuurwaardenverandering in het km-hok⁸:

$$dW_{\text{km}} = \sum_{e=1,ne} W_{\text{pote}} dV_e \quad [8]$$

De berekening van de verandering in de op soorten gebaseerde waarderingsparameter is een stuk ingewikkelder. Om technische redenen is het niet mogelijk om, zonder een zeer grondige herziening van de modelopzet, DEMNET zodanig aan te passen dat dit model uitkomsten voor soorten berekent. Daarom worden in het nabewerkingsprogramma de DEMNET-uitkomsten voor ecosystemen ‘vertaald’ naar uitkomsten voor soorten. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen verlies ($dV < 0$) en herstel ($dV > 0$) van natuurwaarden.

In §2.3 is uitgelegd hoe de soortsnatuurwaarde van een km-hok wordt berekend (vergelijking [5]) en in §3.1 wat de bijdrage B van een ecosysteemtype daaraan is (vergelijking [6]). Bij een afname van de volledigheid wordt de verandering in deze bijdrage simpel berekend als:

$$dB_e = B_e \frac{dV_e}{V_e} \quad \text{als} \quad dV_e \leq 0 \quad [9]$$

Bij herstel moet rekening worden gehouden met de maximale waarde die B kan aannemen. Dit maximum hangt uiteraard samen met de theoretische soortensamenstelling van het ecosysteemtype, maar in de praktijk worden alle soorten die ‘op papier’ bij een type zijn ingedeeld zelden allemaal tegelijk in een km-hok aangetroffen. Het werkelijke maximum kan worden afgeleid uit FLORBASE. Dit maximum zou kunnen worden gebruikt als bovengrens tot waar een ecosysteemtype kan herstellen. Omdat het werkelijke maximum veel afhangt van het toeval, wordt daarom in het nabewerkingsprogramma gerekend met een iets lagere maximumbijdrage, namelijk die B die in 0.1% (of een ander, door de gebruiker zelf in te stellen, percentage) van de km-hokken wordt overschreden. Het verschil tussen deze B_{max} en de in een km-hok aangetroffen B geeft de herstelpotentie in dat hok aan. Vermenigvuldiging met de volledighedsverandering dV levert vervolgens de verandering in de soortsnatuurwaarde van het ecosysteemtype:

$$dB_e = \max(0, (B_{\text{max } e} - B_e)) dV_e \quad \text{als} \quad dV_e > 0 \quad [10]$$

Sommatie van de resultaten uit [9] en [10] voor alle ecosysteemtypen, tenslotte, levert de verandering in de soortsnatuurwaarde van het km-hok:

$$dN_{\text{km}} = \sum_{e=1,ne} dB_e \quad [11]$$

⁸ $dV_e \neq 0$ alleen dan als $e = e^*$ zodat het superscript * onvermeld kan blijven

4.2 Invoer en uitvoer van het programma

Alle bestanden van het nabewerkingsprogramma zijn in ASCII. Voorbeelden van invoer en uitvoer zijn opgenomen in Bijlage III. In deze paragraaf wordt met behulp van cijfers tussen accoladen verwezen naar bepaalde regels in Bijlage III.

De invoer van het nabewerkingsprogramma wordt geregeld via een stuurbestand {1}, waarin zowel de invoerbestanden staan vermeld (zoals FLORBASE) als de namen van de uitvoerbestanden, en waarin enkele parameters worden opgevraagd. Alle overige invoerbestanden zijn, indien dit niet op bezwaren stuit bij de bronhouder, opvraagbaar.

In een zogenaamd 'logboek' bestand worden gegevens over het scenario weggeschreven, alsmede samenvattende resultaten. Dit bestand begint met een opsomming van allerlei invoergegevens, zoals die in het stuurbestand staan vermeld. Daarna volgen drie tabellen met de maximale aandelen in de soortsnatuurwaarde per ecosysteemtype (§3.1): de eerste tabel {2a} geeft het theoretische maximum, dat ontstaat door sommatie van alle weegwaarden van soorten die 'op papier' aan het ecosysteemtype zijn toebedeeld; de tweede tabel {2b} het maximum dat in enig km-hok in FLORBASE wordt gerealiseerd; de derde tabel {2c} het maximum dat in een klein percentage van de km-hokken wordt overschreden, B_{\max} .

Nadat het totaal aantal geanalyseerde km-hokken is vermeld {3} volgt een kruistabel met Spearman rangcorrelaties. Deze tabel {4} is ongelijk aan tabel 3, want die was gebaseerd op een weging van soorten die beïnvloed kunnen worden door het waterbeheer ($w > 0$ voor tenminste een van de 18 DEMNAT-excosysteemtypen). De tabel in het uitvoerbestand is gebaseerd op *alle* soorten, dus ook de 'niet kwetsbare' droge. De DEMNAT-methode ('0' in de tabel), heeft echter weer alleen betrekking op de 18 kwetsbare ecosysteemtypen. Het was om technische redenen vrij lastig de tabel op alle systemen te baseren.

Een overzicht van de resultaten van de op soorten gebaseerde methoden volgt daarna {5}. Per methode zijn vermeld: totale waarde heel Nederland (inclusief 'onkwetsbare' soorten); verandering in dit aantal t.g.v. het scenario; verandering uitgedrukt als percentiel van de totale waarde. Vervolgens twee tabellen met DEMNAT-uitkomsten per ecosysteemtype: de eerste tabel {6a} gebaseerd op volledigheden, de tweede {6b} op natuurwaarden. De laatste rij van deze tabellen ('Tot28') bevat de gegevens van alle 28 ecosysteemtypen.

Het logboekbestand besluit met een tabel {7} voor iedere soortsmethode, waaruit kan worden afgelezen wat de bijdrage van ieder ecosysteemtype is geweest in het resultaat.

Uitvoer per km-hok wordt weggeschreven naar twee bestanden: een bestand met natuurwaarden en een bestand met veranderingen in natuurwaarden. Per record is in het natuurwaardebestand weggeschreven {8}: x- en y-coördinaat van het zuidwestelijke hoekpunt van het km-hok (in km), *kwetsbare* ecosysteemwaarde W_{km}^* , *totale* soortsnatuurwaarde N_{km} volgens methode i, volgens methode ii, etc. Het bestand met veranderingen is hetzelfde opgebouwd. Beide bestanden kunnen worden gebruikt voor het maken van landelijke kaartjes en voor nadere analyses.

5 Extrapolatie naar het buitenland

5.1 Inleiding

Tijdens deze studie is de LCA-methodiek voor verdroging nog volop in ontwikkeling. Daarom is het moeilijk om nauwkeurig de mogelijkheden aan te geven waarmee resultaten en methoden geëxtrapoleerd kunnen worden naar het buitenland. Dit hoofdstuk heeft derhalve een speculatief en verkennend karakter. In §5.2 wordt beschreven hoe natuurwaarden die voor Nederland zijn vastgesteld, kunnen worden ‘vertaald’ naar het buitenland. In §5.3 wordt kort stilgestaan bij de vraag hoe de effectvoorspelling met DEMNAT kan worden geëxtrapoleerd naar het buitenland.

5.2 Extrapolatie indices voor natuurwaarden

De waarde van een rastercel kan worden vastgesteld aan de hand van de soortenrijkdom, het aantal rode-lijstsoorten, het aantal doelsoorten, etc. Eventueel kan iedere soort nog een gewicht krijgen, naar gelang zijn betekenis voor het natuurbehoud. Met behulp van klassengrenzen (drempelwaarden) kan iedere cel vervolgens van een kwalitatieve aanduiding worden voorzien (bijvoorbeeld: waarde ‘zeer laag’ t/m ‘zeer hoog’). Het moge duidelijk zijn dat die klassengrenzen afhangen van de grootte van de gebruikte rastercel. Naarmate de cellen groter zijn, liggen de klassengrenzen hoger. Omdat de frequentieverdeling van de aantallen per rastercel minder scheef wordt, komen de klassengrenzen bij een lagere resolutie echter ook dichter bij elkaar te liggen. Hoe kunnen we nu aantallen of klassengrenzen die betrekking hebben op een Nederlandse rastercel van 1 km² grenzen worden vertaald naar waarden voor ruimtelijke eenheden die in het buitenland gebruikelijk zijn? Of andersom: hoe vertalen we buitenlandse waarden naar Nederlandse?

In het kader van deze studie is een artikel geschreven (Witte & Torfs, i.p.) waarin onderzocht is wat de relatie is tussen de zeldzaamheid van een soort en de resolutie van het inventarisatieraster. Dikwijls wordt aangenomen dat de relatie tussen het aantal door een soort ‘bezette’ rasterhokken en de grootte van die hokken, kan worden beschreven met een enkele machtsfunctie. Soorten gedragen zich dan ‘mono-fractaal’. In het artikel wordt echter aangetoond dat deze aanname onjuist is en kan leiden tot aanzienlijke en systematische fouten bij de voorspelling van het aantal bezette hokken in een raster met een andere resolutie. Het artikel presenteert een methode waarmee betere voorspellingen kunnen worden gedaan, zonder systematische fouten. Voor iedere soort kan berekend worden hoeveel zeldzamer hij wordt of in hoeveel hokken hij voor gaat komen wanneer het raster wordt verkleind of vergroot. De methode kan bijvoorbeeld leiden tot de voorspelling dat een soort die in FLORBASE 200 km-hokken bezet, naar verwachting in 500 hokken van 0.25 km² voorkomt. Voor iedere soort kan zo een waarneming in een hok worden vermenigvuldigd met een bepaalde factor (in dit voorbeeld van $500/200 = 2.5$) om het aantal bezette kleinere hokken te berekenen. Sommatie van de voorspellingen voor een hok van alle soorten resulteert vervolgens in de verwachte soortenrijkdom (of een andere van soorten afgeleide waarderingindex) in het fijnere raster (bijvoorbeeld: 100 soorten in 1 km-hok is gelijk aan 75 soorten in 4 hokken van 0.25 km² binnen dat km-hok).

In het artikel wordt voorts een methode gepresenteerd om te corrigeren voor hokken die gedeeltelijk in zee of in het buitenland liggen. Vooral voor zeldzame soorten die aan de rijksgrens liggen (in Nederland vooral in de duinen), maakt deze correctie veel uit.

De in het artikel gepresenteerde methoden zijn uitgevoerd op Nederlandse bestand FLORBASE. De methoden zijn echter ook toepasbaar op buitenlandse florabestanden.

Hierboven is beschreven hoe waarderingsindices kunnen worden neergeschaald door eerst soorten neer te schalen. Het voordeel van deze aanpak is dat vervolgens met de geschaalde gegevens voor soorten, allerlei waarderingsindices kunnen worden berekend (aantal rode-lijstsoorten, aantal doelsoorten, etc.). Het is echter ook mogelijk om eerst per hok een waarderingsindex te berekenen, en vervolgens de relatie tussen deze index en de resolutie van het inventarisatieraster te onderzoeken.

Veel studies zijn in de loop der jaren verricht naar de relatie tussen de index 'soortenrijkdom' en oppervlakte. Die relatie wordt doorgaans beschreven met een machtsfunctie:

$$ns = ns_1 A^b \quad [12]$$

ns = aantal soorten (-)

A = inventarisatieoppervlakte [L^2]

ns_1 = aantal soorten op eenheidsoppervlakte (-)

b = exponent (-)

In Bijlage II.4 wordt deze functie kritisch besproken. Deze functie gaat weer uit van mono-fractaal gedrag, dit keer niet van soorten, maar van een van verschillende soorten afgeleide score. In eerdere publicaties (Witte, 1998; Witte et al., 2000) is betoogd en aangetoond dat de relatie tussen score en rastercelgrootte niet met een enkele machtsfunctie beschreven kan worden. Bijlage IV biedt een alternatieve methode.

5.3 Extrapolatie ecologische effecten grondwaterwinning

De methoden en resultaten van deze studie wil Delft Cluster kunnen extrapoleren naar het buitenland. De voorwaarden waaraan een extrapolatiemethode moet voldoen zijn echter niet omschreven. We kunnen natuurlijk stellen dat ieder land maar een nationaal hydrologische model moet bouwen, en een ecohydrologisch model zoals DEMNAT. Dit lijkt echter niet realistisch: het kleine welvarende Nederland is waarschijnlijk het enige land in de wereld dat een nationaal hydrologisch model heeft en met een nationaal ecohydrologisch model is het zeker uniek.

Om het onderzoek in te perken gaan we er in deze paragraaf van uit dat Delft Cluster streeft naar een extrapolatiemethode die in betrekkelijk korte tijd en met relatief weinig middelen kan worden uitgevoerd. Voorts dat de methode betekenisvolle resultaten moet kunnen produceren voor gebieden ter grootte van tenminste een provincie (\square 1000 km²), en dat de methode gestandaardiseerd in alle landen toepasbaar moet kunnen zijn.

Bij de bepaling van de ecologische effecten van grondwaterwinning onderscheiden we drie stappen:

- berekening hydrologische effecten
- berekening ecologische effecten
- beoordeling ecologische effecten

Hydrologische effecten

Methode A: netjes

Winning van grondwater resulteert in een verlaging van de grondwaterspiegel, in een verandering van het ruimtelijke patroon van kwel en wegzijging, en in de hoeveelheid oppervlaktewater die moet worden aangevoerd om sloten op peil te houden. Deze effecten kunnen zich op vele kilometers van de winplaats manifesteren.

Wij beperken ons hier tot het ecologisch belangrijkste effect: de verlaging van de grondwaterspiegel. Op een gegeven locatie is de daling van de grondwaterspiegel door grondwaterwinning:

- omgekeerd evenredig met de afstand tot de winning;
- evenredig met de grootte van de winning;
- afhankelijk van het doorlaatvermogen T (uk: *transmissivity*) van watervoerende pakketten (uk: *aquifers*);
- afhankelijk van de hydraulische weerstand c (uk: *hydraulic resistance*) van slecht doorlatende lagen (uk: *aquitards*).

Met behulp van een meerlagenvariant van de formule van De Glee (1930) kan met deze gegevens (afstand, winingshoeveelheid, T , c)—die in de meeste landen goed bekend zijn— op iedere afstand tot een winning de daling van de grondwaterspiegel worden berekend⁹. Deze formule is bijvoorbeeld toegepast door Vogelaar et al. (1989) om, voor een groot aantal natuurgebieden in Nederland, het aandeel van de grondwaterwinningen in de sinds 1950 opgetreden grondwaterstands daling te berekenen. Dat aandeel bleek overigens in de meeste gevallen bijzonder klein te zijn (<10%), hoewel lokaal natuurlijk natuurgebieden voorkomen die dicht bij een winning liggen en daar ernstige schade van ondervinden. De meerlagenvariant van De Glee is tegenwoordig met het wiskundige computerpakket MATLAB zeer eenvoudig te programmeren (Maas & Olsthoorn, 1997). Gebruik makend van het in de hydrologie bekende superpositiebeginsel kunnen de effecten van verschillende winningen op een locatie worden gecombineerd.

Vooraf doordat in de formule van De Glee geen rekening kan worden gehouden met de ruimtelijke variatie in geohydrologische eigenschappen, zijn de uitkomsten minder betrouwbaar dan die van een numeriek geohydrologisch model. Vergelijking van de resultaten met de uitkomsten van het landelijke hydrologische model NAGROM, dat gebruikt is om invoer voor DEMNAT te genereren, is daarom zinvol.

⁹ De zaak is iets gecompliceerder doordat voor de berekening van de freatische daling verschillende typen weerstanden moeten worden afgeleid: een voedingsweerstand, een drainageweerstand en een verticale weerstand van het topsysteem. Dit is echter wel te doen aan de hand van bestaande kaartgegevens; aanwijzingen zijn te vinden in Maas (i.p.).

Methode B: Quick and dirty

Een grove maar —afhankelijk van het aggregatieniveau— mogelijk onverantwoorde methode is een gemiddelde daling van het beschouwde gebied (land, provincie) te berekenen en dit gemiddelde vervolgens te gebruiken voor de ecologische effectvoorspelling.

Ten gevolge van het neerslagoverschot en de weerstand die de ondergrond biedt tegen stroming van water, staat de grondwaterspiegel tussen twee ontwateringsmiddelen gemiddeld hoger dan het oppervlaktewaterpeil in die ontwateringsmiddelen. Die gemiddelde hoogte van de grondwaterspiegel ten opzichte van oppervlaktewaterpeil is gelijk aan het product van:

- de grondwateraanvulling; meestal gelijk aan het neerslagoverschot (in Nederland ongeveer 300 mm/jr);
- een weerstand die het freatische grondwater ondervindt om naar de ontwateringsmiddelen te stromen. Een grove vuistregel om deze zogenaamde 'drainageweerstand' te schatten is dat deze weerstand, uitgedrukt in dag, gelijk is aan de slootafstand in meter (Maas, 1997).

Verdwijnt een gedeelte van de grondwateraanvulling naar de diepere ondergrond om uiteindelijk in een winningsfilter te verdwijnen, dan daalt de grondwaterstand ten opzichte van oppervlaktewaterpeil evenredig aan dit gedeelte.

Rekenvoorbeeld:

In Nederland wordt per jaar gemiddeld ongeveer 1 miljard kubieke meter grondwater gewonnen. Verdeeld over Neerlands vaste-landoppervlakte van 35 000 km² is dit een waterschijfje van 29 mm, ofwel ca. 10% van het neerslagoverschot. Gesteld dat de slootafstand in Nederland gemiddeld 200 m bedraagt —en dus de drainageweerstand 200 d— is de grondwaterspiegel in de percelen gemiddeld $200 \times 0.3 / 365 = 0.17$ m boven slootpeil, althans, wanneer er geen grondwaterwinning zou zijn. Door grondwaterwinning is de gemiddelde stand ongeveer 10% gedaald (1.7 cm).

Ecologische effecten

Bij de berekening van ecologische effecten kunnen allereerst alle gebieden worden uitgesloten waar de grondwaterspiegel ten opzichte van maaiveld zo laag staat, dat de capillaire nalevering verwaarloosbaar is. De vegetatie staat in dergelijke gevallen buiten de invloedssfeer van het grondwater en kan dus ook niet door grondwaterwinning worden beïnvloed. In Nederland zijn dit alle bodems met grondwatertrap VII, en wellicht ook VI. Bodems, waar de hoogste grondwaterstand nog altijd dieper is dan 120 cm –m.v. Aangenomen wordt dat in het buitenland gebieden met diepe grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld bekend zijn, dan wel makkelijk zijn af te leiden uit bestaande geografische informatie (bijvoorbeeld: alle gebieden zonder zichtbare afwatering hebben een diepe grondwaterstand).

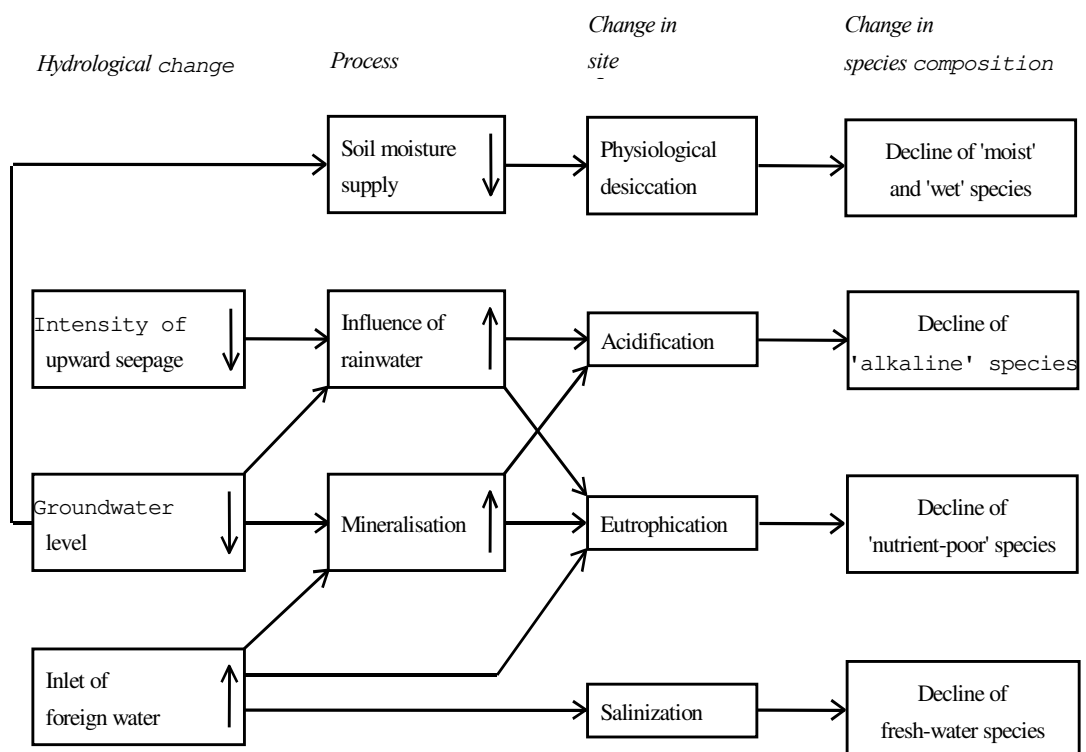
Voorts kunnen gebieden van een nadere analyse worden uitgesloten wanneer er geen natuur van betekenis aanwezig is, zoals hoogproductieve landbouwgebieden en urbane gebieden. Voor Nederland kan de analyse mogelijk beperkt worden tot gebieden met een (neven)functie natuur. Gegevens over het grondgebruik in Nederland zijn af te leiden van het LGN-bestand (Landelijk Grondgebruik Nederland). Verwacht wordt dat dergelijke bestanden in het buitenland vaak ontbreken of dat er vaak problemen op zullen treden bij de interpretatie van legenda-eenheden. Een agrarisch beheerd grasland in het Oosten van Polen, bijvoorbeeld, bevat doorgaans naar Nederlandse maatstaven veel soorten, waaronder ook zeldzame en bedreigde. Voor de internationale vergelijkbaarheid is het dus nodig dat gebieden waar ecologische effecten zijn te

verwachten, op een zelfde, gestandaardiseerde, manier worden geselecteerd. Het gebruik van remote-sensingbeelden lijkt hiervoor de aangewezen weg.

Tenslotte kunnen alle gebieden buiten beschouwing worden gelaten die te ver van de winning liggen om enige daling van betekenis te verwachten. Als vuistregel kan men hiervoor de afstand van drie keer de zogenaamde 'spreidingslengte' nemen ($\lambda = \sqrt{Tc}$). Vogelaar et al. (1989) gingen in hun studie echter uit van een invloedsafstand van 10 km, ongeacht de spreidingslengte.

In de nu nog overgebleven gebieden kunnen ecologische effecten van grondwaterwinning worden verwacht. Die effecten hangen zowel samen met de aard van de bodem als met de aanwezige vegetatie. In eerste instantie beperken we ons tot effecten in de bodem en gaan we er vanuit dat die effecten in de geselecteerde min of meer waardevolle gebieden ook tot veranderingen in de samenstelling van het vegetatiedek zullen leiden.

Daling van de grondwaterspiegel leidt tot verschillende processen in de bodem: er komt minder water beschikbaar voor de plant, de zuurstofvoorziening in het wortelmilieu neemt toe, de mineralisatie van organisch materiaal kan sneller verlopen en tenslotte kan de invloed van regenwater in het wortelmilieu toenemen ten koste van de invloed van kwelwater. In Figuur 3 zijn deze effecten samengevat. De 'fysiologische verdroging', vermisting en verzuring van de bodem die optreden na grondwaterstands daling leiden tot het verdwijnen van soorten van respectievelijk natte, voedselarme en zwak-zure/basische milieus.



Figuur 3: Main negative effects of a groundwater fall on important operational factors of wet and moist sites (Witte et al., i.p.). Direction of change indicated by arrows: ↑ increase, ↓ decrease. Explanation: A falling groundwater level may lead to shortages in the water supply to the vegetation and, as a result, to a physiological desiccation of the vegetation: species that are adapted to wet and moist environments will disappear. A groundwater fall may also cause increased aeration which, in turn, promotes mineralisation and, consequently, eutrophication. Hence, species characteristic for nutrient-poor sites will disappear. When organic matter is

mineralised, protons are released and acidification of the soil takes place, causing species of neutral and alkaline sites to vanish. The availability of phosphorus is largely regulated by adsorption on calciumhydroxydes (at pH>6.5) and ironhydroxydes (pH<6.5). In this adsorbed form it is not available for plants. Hence, an influx of calcium or iron-rich water by upward seepage may lead to the development of mesotrophic and oligotrophic sites. Moreover, calcium and bicarbonate in upward seepage water form an important buffer against acidification by percolating rainwater. Hence, when the root zone is originally influenced by lithotrophic upward seepage, a decreasing groundwater level may enhance both eutrophication and acidification. Of course, both effects may also take place when the intensity of upward seepage diminishes. The inlet of foreign surface water may lead to eutrophication, especially of aquatic ecosystems, since this water --in many cases from the rivers Rhine and Meus-- is often rich in phosphorus and nitrogen. Even when nutrient concentrations are low, system-alien water may stimulate mineralization, leading to 'internal eutrophication'. An explanation for this phenomenon is that the inlet-water often has a higher alkalinity than the original water. Moreover the high sulfate concentrations may contribute to internal eutrophication, since sulfur is capable of forming a complex with iron, leaving less iron for the fixation of phosphorus. Finally, a higher salinity of the inlet-water will have marked effects on the vegetation: fresh water species will disappear.

Deze drie effecten tezamen staan in Nederland bekend onder de term 'verdroging'. Vooral het 'vermestings-effect' heeft grote gevolgen voor de soortensamenstelling: laagproductieve soorten worden weggeconcentreerd door snelle groeiers, als Brandnetel, Braam en diverse grassoorten. Verdroging in strikte zin - te weinig water om potentieel te kunnen verdampen - is van ondergeschikte betekenis in de teloorgang van natte en vochtige natuurgebieden.

De in Figuur 3 geschetste processen hangen sterk af van het bodemtype. Zo zijn in het algemeen de vermestings-effecten vooral sterk in bodems die rijk zijn in organische materiaal, terwijl in bodems met grof zand en grind het verdrogingseffect *s.l.* sterk is. De effecten van grondwaterstands-daling op vermesting, verzuring en verdroging *s.l.* zijn voor alle Nederlandse bodemtypen bepaald ten behoeve van het model DEMNAT (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996; Runhaar et al., 1997). Deze gegevens zouden kunnen worden vertaald naar typen uit een op te zetten internationale bodemtypologie, met een beperkt aantal eenheden en geschikt voor ecologische doeleinden.

De effecten van de hiervoor beschreven bodemprocessen op de vegetatie zijn in DEMNAT beschreven in termen van de relatieve soortenrijkdom (volledigheid) van ecosystemtypen. Aannemende dat soorten in het buitenland niet anders reageren op deze bodemprocessen, kunnen deze effecten worden veralgemeniseerd naar effecten per bodemtype uit de hiervoor genoemde op te zetten bodemtypologie (voorbeeld: "daling van de zuurgraad met 1 pH-eenheid leidt op bodemtype x tot y% afname in het aantal basische soorten en z% toename van het aantal zure soorten").

Een grovere benadering is de deelprocessen over te slaan en direct gebruik te maken van de relaties tussen grondwaterstand en volledigheid, zoals die voor verschillende combinaties van ecologische bodemeenheid en ecosystemtype zijn beschreven in de vorm van DEMNAT's dosis-effectfuncties. In het algemeen hebben de dosis-effectfuncties een exponentieel uitputtingsverloop met de grondwaterstand in het voorjaar (*GVG* in cm beneden maaiveld):

$$V = \exp(-\alpha \times GVG) \quad [13]$$

Qua gevoeligheid voor grondwaterstanddaling zijn ze dus eenvoudig te typeren met één enkele parameter: α . Voor een LCA-studie beschrijft deze parameter de functies afdoende en hij kan gebruikt worden om de ecologische effecten te berekenen van de in de vorige stap berekende grondwaterstands-daling.

Beoordeling effecten

Over dit onderwerp valt nog weinig te zeggen aangezien nog niet bekend is welke waarderingsindex gebruikt gaat worden. Toch kunnen alvast enkele overwegingen worden meegegeven.

Veranderingen in de belangrijke standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie. Indicatieve soorten voor een bepaalde vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad zullen verdwijnen om plaats te maken voor andere. Dit komt tot uitdrukking in de relatieve soortenrijkdom, de volledigheid, van ecosystemen. Vooral soorten met heel specifieke milieueisen zijn gevoelig voor veranderingen en zullen dus als eerste verdwijnen. Meestal zijn deze zeldzaam of bedreigd, zoals soorten van de rode lijst.

De veranderingen leiden in zeer soortenrijke ecosystemen doorgaans tot een afname in de soortenrijkdom. In zeer soortenarme ecosystemen echter, zoals hoogvenen en heiden, kan een daling van de grondwaterstand voor een toename van de soortenrijkdom leiden. Het verdwijnen van enkele zeer kwetsbare soorten wordt dan qua soorten aantal meer dan overtroffen door het verschijnen van snelle groeiers, zoals diverse grassoorten. De verandering in soortenrijkdom is in dergelijke systemen dus beslist een zeer slechte maat voor de 'schade' die wordt aangericht aan de natuur.

Samenvatting

Samengevat wordt hier de volgende werkwijze voorgesteld:

- beperk de hydrologische gevolgen van grondwaterwinning tot de parameter 'grondwaterstands daling';
- bereken de grondwaterstands daling met de meerlagenvariant van de formule van De Glee (of, indien dit na onderzoek verantwoord blijkt te zijn, met een nog simpelere benadering);
- stel een internationaal toepasbare bodemtypologie op, waarnaar buitenlandse bodemeenheden kunnen worden geconverteerd;
- bepaal aan de hand dosis-effectfuncties in DEMNAT per bodemtype de effecten van grondwaterstands daling op de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad (of, eenvoudiger, op de volledigheid);
- bepaal aan de hand van de dosis-effectfuncties in DEMNAT, de soortensamenstelling van ecosysteemtypen, en de natuurwaarden van de soorten of ecosysteemtypen, wat de relatie is tussen veranderingen in standplaatsfactoren en veranderingen in natuurwaarde.

6 Discussie

6.1 Relaties natuurwaarden DEMNAT – soorten

Hoewel de in Tabel 4 getoonde verbanden alle zeer significant zijn (Sachs, 1982, p. 401) -dat krijg je al gauw met zulke hoge aantallen-, zijn ze zwak. Gezien de zwakte van de correlaties wordt clustering van uitkomsten per km-hok naar grotere ruimtelijke eenheden, zoals provincies, aanbevolen. Zeer laag zijn de correlaties bij methoden iv, v en vi, waar hele lage scores worden bereikt (bij v en vi komt de score nooit boven de 2 uit; bij iv nooit boven de 9). Deze methoden zouden buiten beschouwing moeten worden gelaten.

De overeenkomst tussen verschillende waarderingsmethoden wordt weergegeven in tabel 3 met de rangcorrelaties. Hoewel zeer slecht onderzochte km-hokken¹⁰ voor de berekening van deze tabel zijn uitgesloten, zullen de gepresenteerde correlaties zijn beïnvloed door inventarisatieeffecten. Enerzijds zullen km-hokken die slecht zijn onderzocht altijd een lage natuurwaarde ‘scoren’, terwijl de kans op een hoge natuurwaarde toeneemt naarmate het km-hok beter is geïnventariseerd. Door dit artefact worden te hoge correlaties berekend. Anderzijds kunnen correlaties te laag uitvallen doordat in werkelijkheid bestaande verbanden door de gebrekkige inventarisaties worden gemaskeerd.

Om het inventarisatieeffect te elimineren heeft Witte (1996, 1998) alleen correlatieberekeningen uitgevoerd op de zeer goed geïnventariseerde provincie Utrecht. Voordeel van deze selectie is bovendien dat de verschillen tussen de methoden worden geprononceerd, doordat de in iedere methode hoog scorende duinstreek buiten deze provincie valt. Een goede vergelijking met de Utrecht-studie is niet mogelijk, vooral doordat in die studie alle 28 ecosysteemttypen waren betrokken, terwijl tabel 3 alleen betrekking heeft op de 18 kwetsbare. Het resultaat van de Utrecht-studie is dat op de zeldzaamheid van soorten gebaseerde methoden onderling en met soortenrijkdom goed correleren. De verklaring is dat als je veel soorten in een km-hok aantreft, de kans groot is dat je ook veel zeldzame soorten zult vinden.

De vraag welke waarderingsmethode nu moet worden geprefereerd, kan niet met een wetenschappelijke analyse worden beslist. In de Utrecht-studie echter, werden van alle onderzochte methoden kaarten gemaakt, die ‘blind’ werden voorgelegd aan deskundigen op botanisch gebied. Zij prefereerden allen de DEMNAT-methode; de doelsoorten methode werd als slechtste beoordeeld (Witte 1996; Witte 1998). Later is ook aangetoond dat de DEMNAT-methode goed overeenkomt met de doelstellingen van het milieubeleid om ‘verdroging’, vermesting’ en ‘verzuring’ te bestrijden (Witte en Klijn, 1997).

6.2 Nabewerkingsprogramma

De berekening van de effecten van grondwaterwinning op soortsnatuurwaarden verloopt door DEMNAT-resultaten te analyseren met het nabewerkingsprogramma.

¹⁰ Minder dan 50 ‘geselecteerde’ soorten na hiaatopvulling (Witte, 1998).

Deze aanpak heeft een aantal nadelen:

- Altijd zal het programma DEMNAT door de resultaten heen blijven schemeren. Waar DEMNAT geen resultaten berekent, worden door het nabewerkingsprogramma ook geen resultaten berekend.
- DEMNAT berekent effecten voor ecosystemen. Aangenomen wordt dat een ecosysteemtype pas dan in een km-hok aanwezig is, wanneer genoeg indicatieve soorten aanwezig zijn (zodat $S > D_1$). Dit betekent dat voor alle hokken waar onvoldoende indicatieve soorten zijn, geen resultaten kunnen worden berekend, ook al dragen die soorten bij aan de soortsnatuurwaarde. Het gevolg is dat de effecten op de soortsnatuurwaarde worden onderschat.
- Bij de 'vertaling' van DEMNAT-effecten naar 'soortseffecten' is gebaseerd op de door de winning teweeggebrachte veranderingen in volledigheid. Het is echter een enigszins arbitraire zaak hoe die vertaling het beste kan plaats vinden. De achteruitgang is nu evenredig verondersteld met de relatieve verandering in volledigheid (vergelijking [9]), omdat op deze manier de effecten tenminste niet worden onderschat. Bij vooruitgang is deze methode niet mogelijk omdat bij een uitgangsvolledigheid van 0 dan oneindig grote effecten kunnen worden berekend. Daarom is de vooruitgang evenredig verondersteld aan de absolute volledighedsverandering en geschaald naar de potentiële vooruitgang (vergelijking [10]).

Een aanpak waarbij DEMNAT zodanig wordt aangepast dat dit model met soorten rekent is natuurlijk te prefereren, maar dit was binnen het project niet te realiseren.

6.3 Extrapolatie

De in Hoofdstuk 5 beschreven extrapolatiemogelijkheden hebben een erg speculatief karakter. Het zal nog heel wat onderzoek vergen voordat een goed verantwoorde methode is ontwikkeld. De methode om natuurindices naar verschillende gridcelgroottes (§5.2) te vertalen is nog het verst ontwikkeld, en kan al in de praktijk worden toegepast.

Met de gedetailleerde gegevens en modellen van Nederland hebben we een uitgelezen mogelijkheid verschillende benaderingen met elkaar te vergelijken. Maakt het voor de vergelijking van gebieden ter grootte van een provincie bijvoorbeeld uit of je gebruik maakt van een gedetailleerd grondwatermodel, een eenvoudige benadering via de formule van De Glee, of een nog simpeler methode met vuistregels (§6.3). Wat is de invloed van de rastercelgrootte van het florabestand op de rangorde van de uitkomsten? Hoe grof mag en hoe fijn moet een ecologische bodemclassificatie zijn voor verantwoorde uitspraken? Hoe belangrijk en noodzakelijk dit soort onderzoek ook is, beseft moet worden dat de hier voorgestelde extrapolatiemethode voor ecologische effecten (§5.3) voor een belangrijk deel stoelt op de Nederlandse situatie. Alleen de invloed op de vegetatie is in beschouwing genomen. Het droogvallen van beken en meren ten gevolge van grondwaterwinning (een groot probleem in bijvoorbeeld Engeland) is buiten beschouwing gelaten.

Literatuur

- Adriani, M.J. & E. van der Maarel, 1968. Voorne in de branding: een beschouwing over de natuurwetenschappelijke betekenis van het kustgebied van Voorne in verband met mogelijke werken in dit gebied. Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Oostvoorne.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 11. Wageningen.
- Clausman P.H.M.A. & W. van Wijngaarden, 1984. Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland; 1a waarderingsparameters. Rapport Provinciale Planologische Dienst Zuid-Holland.
- De Bruin, D., D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuizen, W. Overmars, D. Sijmons & F. Vera, 1987. Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied. Stichting Gelderse Milieufederatie, Arnhem.
- De Glee, G.J., 1930. Over grondwaterstromingen bij wateronttrekking door middel van putten. Proefschrift, Delft.
- Dony, J.G. & I. Denholm, 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *J. Appl. Ecol.* 22: 229-238.
- Gremmen, N.J.M., 1986. Het verband tussen standplaatsindicatie en natuurbehoudsindicatie van vaatplanten. SWNBL-rapport 1d. Utrecht.
- Gremmen, N.J.M., M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz & G. van Wirdum, 1990. A model to predict and assess the effects of groundwater withdrawal on the vegetation in the Pleistocene areas of The Netherlands. *J. Environm. Management* 31: 143-155.
- Hertog, A.J. & M. Rijken, 1992. Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Interne notitie Provincie Gelderland, Dienst Ruimte, Wonen en Groen. Arnhem.
- Köllner, T, 2000. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity, *Journal of Cleaner Production* 8: 293-311.
- Lindeijer, E.W., 2000. Delft Cluster Thema 4 (Stedelijke infrastructuur), basisproject 4 (ecologische stedelijke infrastructuur), deelproject 04.04.05 (Landgebruikseffecten in milieubeoordelingen). Projectplan. TNO Industrie, Delft.
- Maas, C., 1997. Hatsi-kD, *Vuistregel* 16a. *Stromingen* (3)1: 58.
- Maas, C. & T. Olsthoorn, 1997. Snelle oudjes gaan MATLAB. *Stromingen* 3(4): 21-42.
- Maas, C., in press. Resistance against flow in the Dutch Profile. Bijdrage in boek ter gelegenheid van het afscheid van prof. A. Verruijt.
- Margules, C. & M.B. Usher, 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 239-245.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate, 1980. Atlas van de Nederlandse flora, Deel 1: zeer zeldzame en uitgestorven soorten. Kosmos, Amsterdam.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate, 1985. Atlas van de Nederlandse flora, Deel 2: zeldzame en vrij zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte & M. van der Linden, 1996. Waterbeheer en natuur. Effectvoorspelling met het landelijke model DEMNAT. *Landschap* 13(2): 65-77.

- Runhaar, J., R. van Ek, H. B. Bos & M. van 't Zelfde, 1997. Dosis-effectmodule DEMNAT versie 2.1. RIZA, Lelystad.
- Sachs, L., 1982. *Applies Statistics*. Springer, New-York.
- Schaminée, J.H.J., L. van Duuren & A.J. de Bakker, 1992. Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-96.
- Van der Linden, M.G.A.M., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. RIVM/RIZA, Bilthoven/Lelystad.
- Van der Maarel, E., 1971. Florastatistieken als bijdrage tot de evaluatie van natuurgebieden. *Gorteria* 5: 176-188.
- Van der Meijden, R., L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate, 1991. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. *Gorteria* 17: 75-127.
- Van der Meijden, R., C.L. Plate & E.J. Weeda, 1989. *Atlas van de Nederlandse flora, Deel 3: Minder zeldzame en algemene soorten*. Rijksherbarium, Leiden.
- Van Ek, R., 2001. Berekeningen met DEMNAT-2.1 t.b.v. "Verdrog Rizing in L.C.A.". Interne notitie. RIZA, Lelystad.
- Van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering* 16: 127-141.
- Vogelaar, A.J., E.E. Heijdenberg, J.A. Meyer & C. Maas, 1989. *Verdroging en grondwaterwinning*. Kiwa, Nieuwegein.
- Witte, J.P.M., 1996. De waarde van natuur; zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap* 13(2): 79-95.
- Witte, J.P.M., 1998. *National Water Management and the Value of Nature*. Proefschrift LUW, Wageningen.
- Witte, J.P.M. & F. Klijn, 1997. Waardering van standplaatstypen. Vuistregels voor een beoordeling van potentiële botanische natuurwaarden. *Landschap* 14(2): 105-109.
- Witte, J.P.M. & J.P.P.T. Torfs, i.p. Scale dependency and fractal dimension of rarity. Accepted by *Ecography*, 2002.
- Witte J.P.M., R. van Ek & R. van der Meijden, 2000. *Verspreidingskaarten van ecotoopgroepen uit het FLORIVON-bestand*. RIZA rapport 2000.004, Lelystad.

I Symbolenlijst

a	=	abundantie soort (-)
A	=	inventarisatieoppervlakte [L^2]
b	=	exponent (fractale dimensie) (-)
c	=	hydraulische weerstand [T]
B	=	'bijdrage' ecosysteemtype aan de op soorten gebaseerde natuurwaarde van een km-hok (-)
D_1	=	eerste drempelwaarde (-)
D_3	=	derde drempelwaarde (-)
e	=	index ecosysteemtype (-)
e^*	=	index kwetsbaar (DEMNAT) ecosysteemtype (-)
GVG	=	gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (cm – m.v.)
ne	=	aantal ecosysteemtypen (-)
ne^*	=	aantal kwetsbare (DEMNAT) ecosysteemtypen (-)
ns	=	aantal soorten(-)
N	=	natuurwaarde soort (-)
N^{Gld}	=	natuurwaarde soort volgens methode Gelderland (-)
N^{waflo}	=	natuurwaarde soort volgens WAFLO (-)
N_{km}	=	op soorten gebaseerde natuurwaarde km-hok (-)
N_{km}^*	=	op soorten gebaseerde kwetsbare natuurwaarde km-hok (-)
Q	=	onttrokken hoeveelheid grondwater (10^6 m ³ /jr)
r	=	correlatiecoëfficiënt
r_s	=	Spearman rangcorrelatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor 'ties'
s	=	index soort (-)
S	=	indicatiescore (-)
T	=	doorlaatvermogen [L^2/T]
V	=	volledigheid ecosysteemtype (-)
w	=	indicatiewaarde soort voor ecosysteemtype (-)
W_{NL}	=	ecosysteemnatuurwaarde Nederland (in conservation value units: cvu)

W_{km}	=	ecosysteemnatuurwaarde km-hok (cvu)
W_{km}^*	=	kwestbare ecosysteemnatuurwaarde km-hok (cvu)
W_{pot}	=	potentiële natuurwaarde ecosysteemtype (cvu)
W_{veg}	=	waarde vegetatie-opname (-)
α	=	coëfficiënt in $V = \exp(-\alpha \times GVG)$ (-)
λ	=	spreidingslengte [L]

II Natuurwaarderingmethoden

II.1 Inleiding

Bij het kwantificeren van de waarde van de natuur kunnen verscheidene criteria worden gebruikt. Volgens Margules & Usher (1981) - die 9 waarderingstudies onderzochten - zijn, in volgorde, de 5 meest gebruikte criteria: 'diversiteit', 'zeldzaamheid', 'natuurlijkheid', 'oppervlakte' en 'mate van bedreiging' ('bedreigdheid'). In sommige studies worden nog andere criteria genoemd, zoals 'kwetsbaarheid', 'vervangbaarheid' en 'uniciteit'.

Het is van belang om duidelijk onderscheid te maken tussen de waardering van *concrete gebieden* (in grootte variërend van een vegetatie-opname tot vele km²) en de waardering van *classificatie-eenheden*, zoals soorten, vegetatietypen en ecosysteemtypen. Voor beide zijn andere waarderingcriteria van toepassing. In §2.3 en 2.4 worden deze criteria besproken.

Deze bijlage beperkt zich tot *botanische natuurwaardering*, omdat botanische waarden het meest direct en ernstigst door de winning van grondwater worden aangetast en omdat deze parameter ten opzichte van andere parameters het makkelijkst kan worden vastgesteld. Verder worden alleen methoden onderzocht die de *actuele waarde* van een gebied berekenen en worden potentiële-waarderingmethoden (zoals van het Natuur Technisch Model bijvoorbeeld) buiten beschouwing gelaten.

II.2 Problemen bij natuurwaardering

1. Het heeft geen zin om de natuurwaardering te baseren op zeer veel criteria. Voor de meeste criteria zijn geen harde gegevens beschikbaar zodat een nauwkeurigheid wordt gesuggereerd die niet waar kan worden gemaakt. Bovendien kunnen criteria onderling afhankelijk zijn, zodat het gebruik van veel criteria tot dubbeltellingen leidt. Zo mag men verwachten dat 'zeldzaamheid' in enige mate gecorreleerd is met 'bedreigdheid', en 'diversiteit' met 'oppervlakte'. Zover bekend is er nog nooit een serieuze poging ondernomen om de onderlinge correlatie van de verschillende criteria te onderzoeken.
2. Vegetaties waarden op basis van alleen de soortensamenstelling leidt er toe dat het criterium soortendiversiteit in zeer sterke mate de waarde van de vegetatie gaat bepalen. Dit resulteert in een onderschatting van vegetaties die van nature soortenarm zijn (hoogvenen, natte heiden, brakke en zoute moerassen), terwijl van nature soortenrijke vegetaties te hoog scoren. Ook wordt in een waardering op basis van alleen soorten een heide met brandnetels hoger gewaardeerd dan een heide zonder brandnetels (immers, een brandnetel vertegenwoordigt een aan het terrein toegevoegde waarde). Tenslotte moet beseft worden dat er een zekere correlatie is tussen soortenrijkdom en het aantal waardevolle soorten, zodat een waardering op basis van de som der 'soortswaarden' leidt tot dubbeltelling.
3. Bij de waardering van vegetatieopnamen kunnen de waarden van de soorten rechtstreeks worden gewogen met hun bedekking, zodat de soortenrijkdom wordt onderdrukt. Er is echter nog nimmer een gedegen wetenschappelijk onderzoek gepubliceerd over de manier waarop de bedekking moet worden gewogen. Bovendien mag worden betwijfeld of zo'n weging wel wenselijk is. Het feit dat er een populatie van een soort aanwezig is, is misschien wel voldoende reden om die soort volledig mee te wegen, ongeacht of het om 1 of 1000 exemplaren gaat.

4. Door van de relatieve soortenrijkdom van vegetaties of ecosystemen uit te gaan is het onder 2 en 3 geschetste diversiteitsprobleem op te lossen. Deze methode heeft echter ook zijn nadeel: soorten zijn duidelijk onderscheidbare eenheden (afgezien van taxonomische- en determinatieproblemen), terwijl vegetaties met een zekere mate van willekeur door de mens worden onderscheiden.
5. De natuurwaardeschaal van soorten wordt vaak van vrij grove gegevens afgeleid, zoals van uurhokken. Daardoor is zo'n schaal relatief kort. Bij het toepassen van een korte waarderingschaal op zeer gedetailleerde gegevens (bijvoorbeeld vegetatieopnamen) wegen algemene soorten te zwaar mee in het resultaat, en zeldzame te weinig. De lengte van de waarderingschaal zou moeten aansluiten op het gebied waarop hij wordt toegepast. Wiskundig zuiver gezien kan een natuurwaardeschaal alleen worden toegepast op een resolutie die overeenkomt met de resolutie van de gegevens waarvan de schaal is afgeleid.

II.3 Waardering van classificatie-eenheden

Natuurlijkheid

Natuurlijkheid kan zowel betrekking hebben op concrete gebieden als op classificatie-eenheden. Volgens Margules & Usher (1981) is dit criterium nauwelijks hard vast te stellen. Ervaring wijst uit dat het in de praktijk nauwelijks een rol speelt in de waardering van gebieden, ondanks alle aandacht die dit criterium de laatste tijd heeft gekregen.

Vera en geestverwanten (De Bruin et al., 1987) verwijzen bijvoorbeeld graag naar natuurlijke processen in de uiterwaarden: erosie en sedimentatie. Om die processen hun gang te laten gaan worden zomerdijken doorgestoken in vervuilde en gestuwde panden van de Rijn, en worden met bulldozers 'nevengeulen' gegraven op plaatsen waar vroeger nooit een nevengeul heeft gestroomd. Nee, echt natuurlijk is pas bodemvorming onder een beukenbos, waardoor er totaal geen ondergroei meer mogelijk is. Vera c.s. schetsen echter een toekomstbeeld met veel soorten en vooral veel zeldzame soorten (Besanjer, Zwarte ooievaar, Zwarte populier). Natuurlijkheid is bij hen een middel en geen doel.

Waar het bij natuurlijkheid vooral om gaat is dat soorten zich spontaan hebben gevestigd. Of dat op een dijkelling is of op een ongestoorde haarpodzol maakt voor onze waardering niet zoveel uit.

Nationale zeldzaamheid

De criteria ‘zeldzaamheid’ en ‘bedreigdheid’ worden alleen toegepast op classificatie-eenheden. Vooral zeldzaamheid is relatief makkelijk te kwantificeren.

Het Rijksherbarium te Leiden bezit gegevens over de verspreiding van ‘wilde’ vaatplanten in Nederland in 2 inventarisatieperioden (1902-1950 en 1950-1980). Deze gegevens, opgeslagen in een raster met cellen die *uurhokken* of *atlasblokken* worden genoemd, zijn gepubliceerd in de driedelige Atlas van de Nederlandse Flora (Mennema et al., 1980; Mennema et al., 1985; Van der Meijden et al., 1989). In de eerste inventarisatieperiode meten de uurhokken 4.16x5 km, in de tweede periode 5x5 km. Op basis van de uurhokgegevens introduceerde Van der Maarel (1971) een maat voor het landelijke voorkomen van plantensoorten, de zogenaamde *uurhokfrequentieklasse* (*UFK*), zie de eerste 2 kolommen van Tabel v. De *UFK* is gebaseerd op het aantal uurhokken waarin de soort is aangetroffen, *dan wel volgens deskundigenoordeel* is aan te treffen. De schaal van de *UFK*'s loopt van 0 (uitgestorven) tot 9 (zeer algemeen).

Tabel v: Uurhokfrequentieklassen en de daaraan ontleende natuurwaarden voor plantensoorten. Het gemiddeld aantal uurhokken per *UFK* (derde kolom) is volgens Van der Maarel (1971). Met de formule van Witte (1996, 1998) zijn waarden berekend op een kardinale 1:160-schaal. Tevens zijn de waarden uit het WAFLO-model opgenomen.

<i>UFK</i>	aantal uurhokken	gemiddeld	Natuurwaarde	
			1:160	WAFLO
1	1 - 3	2	160	710
2	4 - 10	6	160	237
3	11 - 29	18	68	79
4	30 - 79	48	33	30
5	80 - 189	121	17	12
6	190 - 410	279	7.7	5.1
7	411 - 710	540	3.9	2.6
8	711 - 1210	927	2.0	1.5
9	1211 - 1677	1423	1.0	1.0

Zowel de methode van Gremmen als van WAFLO resulteert in waarden op een ordinale schaal. Met zo'n schaal kun je soorten onderling vergelijken (welke is het meest waardevol), maar strikt genomen mag je er niet mee rekenen. Witte (1996, 1998) introduceerde een formule waarmee soorten op een kardinale schaal kunnen worden gewaardeerd. Met deze formule berekende hij per *UFK* een natuurwaarde (één na laatste kolom Tabel 1).

Sinds enige jaren beschikt Nederland ook over betrekkelijk *recente* (1975-heden) verspreidingsgegevens van plantensoorten per rastercel van 1x1 km. Uit deze gegevens, opgeslagen in FLORBASE, zijn nog geen zeldzaamheidsgetallen voor soorten berekend. Wel zijn van FLORBASE verspreidingskaarten van ecosysteemttypen afgeleid (Witte, 1998). Ieder ecosysteemtype is vervolgens met de formule van Witte van een natuurwaardecijfer voorzien (Tabel v).

Waarschijnlijk zijn uurhokken en daarvan afgeleide *UFK*'s eigenlijk te grof voor natuurwaarderingstoepassingen. Analyses op basis van FLORBASE laten zien dat de volgorde in de zeldzaamheid van soorten op km-hokniveau sterk verschilt van de aan uurhokgegevens ontleende zeldzaamheidsvolgorde (Witte & Torfs, i.p.). De resolutie van het inventarisatieraster zou moeten aansluiten bij de populatiegrootte van planten. Misschien is het kilometerhok daarvoor geschikt. Het is in ieder geval beter dan het uurhok, en km-hokgegevens lijken een goed beeld te geven van de zeldzaamheid zoals die door ervaren floristen wordt ervaren.

Internationale zeldzaamheid

De recentste en gedetailleerdste gegevens over de internationale zeldzaamheid van Nederlandse plantensoorten werd in 1992 door Schaminée et al. gepubliceerd in *Gorteria*. Per soort is de mate van voorkomen in 6 floradistricten indicatief aangegeven (op een 5-delige Braun-Blanquet-achtige schaal). Gezien de grofheid van deze gegevens en de correlatie tussen nationale en internationale zeldzaamheid, verdient het aanbeveling aan deze gegevens minder gewicht toe te kennen. In Tabel 1 is de waarde van enkele ecosysteemttypen slechts met 20% verhoogd wegens de rijkdom aan internationaal zeldzame soorten.

Bedreigdheid

Bedreigdheid van soorten wordt doorgaans afgeleid uit een waargenomen trend. Vaak wordt gebruik gemaakt van *UFK*-cijfers voor verschillende perioden, bijvoorbeeld voor 1940 en 1990 (uit Van der Meijden et al., 1991). Deze cijfers zijn echter door deskundigen vastgesteld, mede op basis van florabestanden die aantoonbaar behept zijn met inventarisatieeffecten. Zeer bruikbaar voor het opsporen van grote veranderingen, maar niet voor het nauwkeurig cijfermatig vaststellen van een trend. Bovendien kan een achteruitgang van één *UFK* samenhangen met een kleine verandering van het areaal van een soort, waardoor die net over een klassengrens heen getrokken wordt naar een lagere *UFK*. Ook is een tijdsperiode van 50 jaar eigenlijk te lang om uitspraken te doen over een actuele tendens. Zeer zeldzame soorten kunnen bovendien een negatieve trend vertonen omdat de bronnen van immigratie en rekolonisatie geheel of gedeeltelijk zijn opgedroogd. In dat geval zijn zeldzaamheid en trend aan elkaar gecorreleerd en wordt in een waarderingsprocedure een zelfde factor dubbel geteld.

II.4 Waardering van gebieden

Soortenrijkdom in relatie tot oppervlakte

De criteria 'diversiteit' en 'oppervlakte' hebben alleen betrekking op de waardering van concrete gebieden. Een eenvoudige en nauwkeurig vast te stellen maat voor diversiteit is soortenrijkdom *ns*. De oppervlakte van een gebied *A* is natuurlijk ook makkelijk vast te stellen. *A* en *ns* kunnen niet los van elkaar worden gezien: hoe groter *A*, des te groter *ns*. Gebieden van verschillende omvang kunnen met elkaar worden vergeleken door in een grafiek *ns* tegen *A* uit te zetten, en de punten te vergelijken met een gemiddelde of

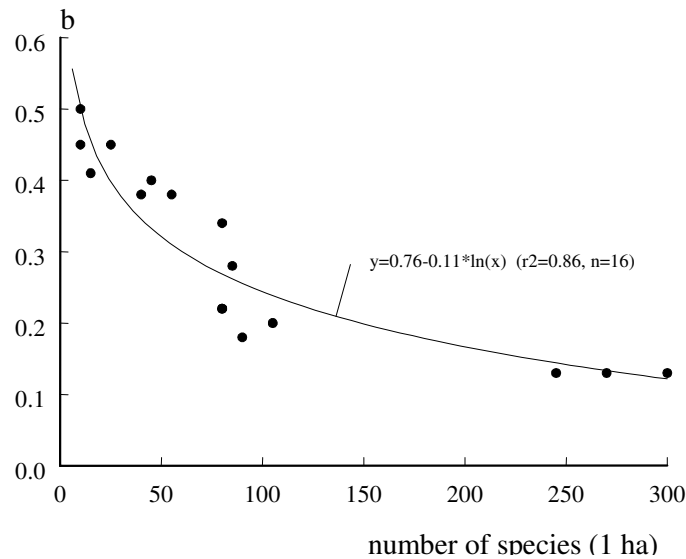
een aan de literatuur ontleende kromme. Adriani & Van der Maarel (1968) vergeleken bijvoorbeeld verschillende gebieden met de standaardkromme $ns = ns_1 A^{0.27}$. Uit hun gegevens blijkt dat Voorne's kustgebied meer dan 4 keer zoveel soorten bevat als bij de oppervlakte van dit gebied 'standaard' is. Waardevolle gebieden als de Dollard en de Veluwezoom scoren echter beneden de standaard. Soortenrijkdom alleen zegt dus onvoldoende, ook niet in relatie tot de oppervlakte. In een concrete waardering van gebieden dient ook de waarde van de voorkomende soorten of ecosysteemtypen te worden betrokken.

Een vergelijkbare aanpak als die van Adriani & Van der Maarel is gevolgd door Dony & Denholm (1985) en door Köllner (2000).

Behalve dat deze methode onvoldoende zegt over de waarde van gebieden, zijn er nog meer kritiekpunten. Het eerste is dat de exponent b niet onafhankelijk is van A : naarmate de oppervlakte toeneemt lijken soorten meer geclusterd in hun verspreidingspatroon, zodat b toeneemt. Behoorlijk grote fouten kunnen worden gemaakt wanneer geen rekening wordt gehouden met dit niet-monofractale gedrag van soorten (Witte en Torfs, i.p.).

Op de tweede plaats kan getwijfeld worden aan de bruikbaarheid van algemene betrekkingen tussen oppervlakte en soortenrijkdom. Wanneer we bijvoorbeeld met de huidige stand van kennis Adriani & Van der Maarel's relatie tussen oppervlakte en soortenrijkdom beschouwen, zien we dat de door hen afgeleide standaardkromme voor heel Nederland op verkeerde aannamen is gebaseerd. Zo gingen zij voor Nederland uit van 75 soorten per km², 170 soorten per 20 km², 500 per 1000 km² en 1357 soorten voor heel Nederland (ca. 40 000 km²), wat bij elkaar toevallig precies een exponent oplevert van de volgens hen "theoretische waarde" van $b=0.27$. Tegenwoordig weten we dat het gemiddelde aantal soorten op één km² eerder in de buurt van 180 soorten per km² ligt, wat met 1357 soorten in heel Nederland resulteert in $b=0.19$.

Ook in de studie van Köllner komen we gegevens tegen die doen twijfelen aan de bruikbaarheid van algemeen toepasbare betrekkingen. De aanname van dit soort betrekkingen is dat ze zijn afgeleid van als homogeen te beschouwen ruimtelijke eenheden. "Hoe verandert de soortenrijkdom wanneer ik de oppervlakte van mijn homogene eenheid verander?" is de vraag die je met zulke betrekkingen kunt oplossen. Köllner leidde waarden voor ns_1 en b af voor verschillende typen ruimtelijke eenheden. Deze twee parameters blijken echter sterk met elkaar te zijn gecorreleerd: soortenrijke systemen (hoge ns_1) hebben een lage exponent b , soortenarme een hoge (figuur II.1). Dit is verklaarbaar: de kans op nieuwe soorten is kleiner als je een zeer soortenrijk gebied (bijvoorbeeld blauwgrasland) uitbreidt dan als je een zeer soortenarm gebied (akker) uitbreidt. De kans is namelijk groot dat de omgeving van het zeer soortenrijke gebied een relatief lage soortendichtheid heeft, en van het soortenarme gebied een relatief hoge soortendichtheid. Verklaarbaar, maar niet goed, want het wijst er op dat de betrekkingen zijn afgeleid van niet-homogene gebieden; de dichtheid aan soorten dient in de gebieden waarvan men de betrekkingen afleidt overal hetzelfde te zijn.



Figuur II.1: Relatie tussen aantal soorten in eenheidsoppervlakte $ns_{1\text{ ha}}$ en exponent b uit vergelijking [12], afgeleid van gegevens van Köllner (2000).

WAFLO-methode

Voor de waardering van ‘gebieden’ ter grootte van een *vegetatieopname* zijn verschillende methoden in omloop. Een zeer eenvoudige methode is die van het ecohydrologische model WAFLO:

$$W_{\text{veg}} = \sum_{s=1,ns} N_s^{\text{waflo}} \quad [\text{xiv}]$$

W_{veg} = waarde vegetatieopname

N_s^{waflo} = natuurwaarde soort volgens WAFLO

Ofwel: de waarde van een vegetatie-opname (W_{veg}) is gelijk aan de som van de waarden van de in die opname voorkomende soorten (N_s^{waflo} volgens

Tabel v). Nadeel: zie ‘Problemen bij natuurwaardering’, punt 2 en 5. De methode geeft geen bevredigende resultaten.

Methode Gelderland

Over de waardering van *opnamen* is waarschijnlijk voor het eerst goed nagedacht door Clausman en Van Wijngaarden (1984). Hun methode is sterk aangepast voor Gelderland door Hertog & Rijken (1992). Deze ‘methode Gelderland’ geeft —naar eigen zeggen— resultaten die voor deskundigen acceptabel zijn. Hij is onlangs gebruikt in de modellen GREINS en NTM van Alterra. De berekening gaat als volgt:

$$W_{\text{veg}} = \frac{\log(20)}{\log(\max(5, ns))} \sum_{s=1,ns} \left(\frac{7 + a_s}{8} \right) N_s^{\text{Gld}} \quad [\text{xv}]$$

a = abundantie soort in opname (schaal 1-9)

N_s^{Gld} = natuurwaarde soort volgens methode Gelderland

De term vòòr het sommatieteken dient ter correctie van de soortenrijkdom (zie §0, 'Problemen bij natuurwaardering', punt 2). In de praktijk varieert de soortenrijkdom van een opname tussen enkele en ca. 50 soorten zodat de correctie neerkomt op een factor van 0.77 tot 1.86. De term tussen grote haken dient ter correctie van de abundantie a van de soorten in de opname (zie §0, punt 3). Die abundantie wordt door Gelderland uitgedrukt op een 9-delige schaal, zodat de correctie neerkomt op een factor 1 tot 2.

De waarde van de soorten N^{Gld} is eenmalig afgeleid aan de hand van zes criteria: (1) nationale zeldzaamheid, (2) internationale zeldzaamheid, (3) bedreigdheid (tendens); (4) kwetsbaarheid in Gelderland, (5) indigeniteit, (6) type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. Criteria 1 en 3 zijn ontleend aan uurhokgegevens, 2 aan de publicatie van Schaminée et al. (1992), 4 is gebaseerd op deskundigenoordeel, en 5 op de Europese Rode lijst en gegevens over verwilderde en ingeburgerde sierplanten en cultuurplanten. De laatste factor (6) corrigeert voor de bedreigdheid van de milieutypen waarin de soort voorkomt.

De waarde van een opname loopt in de methode uiteen van 0 tot 840.

Zoals gezegd produceert de methode volgens de auteurs bevredigende resultaten. Aardig is dat gecorrigeerd wordt voor bedekking en soortenrijkdom. Er zijn echter ook kanttekeningen te plaatsen: (1) alle soorten tellen nog steeds in positieve zin mee, dus ook 'systeemvreemde' soorten; (2) doordat zoveel criteria worden gebruikt, komen er ongetwijfeld vele dubbeltellingen in de methode voor; (3) de hoogte van de vele gewichtsfactoren is zeer aanvechtbaar; (4) de achterliggende gegevens zijn vaak zeer grof (uurhokcijfers bijvoorbeeld) of gebaseerd op deskundigenoordeel. Voor een wijder gebruik dan Gelderland is het ook bezwaarlijk dat er over deze methode niet meer is gepubliceerd dan een interne notitie van 7 bladzijden, en dat de methode is toegesneden op Gelderland.

DEM NAT

Zie §2.2.

III Voorbeelden stuurbestand en uitvoer nabewerkingsprogramma

In deze bijlage worden enkele voorbeelden van een stuurbestand van het nabewerkingsprogramma gegeven, alsmede delen van de uitvoerbestanden. De bestanden worden besproken in §4.2, waarbij verwezen wordt naar de in de rechtermarge van deze bijlage tussen accolades vermelde nummers.

Voorbeeld stuurbestand

Stuurbestand voor het berekenen verschillende biodiversiteitsmaten uit DEMNAT-uitkomsten met DEMDIV

Jan-Philip M. Witte, Juli 2001

=====

(A60)

V 1) Uitvoer logboekbestand

A: D:\GEO\FB2\F\DEMDIV\DEMDIV.DI5

V 2) Invoerbestand waarderingsparameters

A: D:\GEO\FB2\F\DEMDIV\DIVSPE.PRN

V 3) Aantal waarderingsparameters

A: 7

V 4) Invoerbestand indeling in ecologische groepen

A: D:\INDIC\BOTBAS\BBR93.ASC

V 5) Invoerbestand met DEMNAT-volgorde ecotoopgroepen

A: D:\GEO\FB2\F\DEMDIV\ECOCODE.DAT

V 6) Invoerbestand met potentiële natuurwaarden ecotoopgroepen

A: D:\DEMNAT21\INPUT\POTNAT.F2F

V 7) Invoer volledigheden voor ingreep

A: D:\DEMNAT21\INPUT\NLFLORA.F2F

V 8) Invoer volledigheidsverandering

A: D:\DEMNAT21\OUTPUT\MR\DVMERDI5.021

V 9) Invoer volledigheidssommen 28 groepen

A: D:\GEO\FB2\F\SV.130

V 10) Invoerbestand FLORBASE

A: D:\GEO\FB2\F\FB2F.130

V: 11) Overschrijdingspercentage maximumscore

A: 0.1

V 12) Uitvoer natuurwaarden voor ingreep

A: D:\GEO\FB2\F\DEMDIV\NWSPE.DI5

V 13) Uitvoer verandering natuurwaarden

A: D:\GEO\FB2\F\DEMDIV\DNWSPE.DI5

V: 14) Auteur & Instituut

A: J.P.M. Witte, LUW

Voorbeeld uitvoer logboekbestand

Logboek DEMDIV

```

-----
Invoer waarderingsparameters:      D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DIVSPE.PRN   {1}
Aantal waarderingsparameters:      7
Indeling in ecologische groepen:    D:\INDIC\BOTBAS\BBR93.ASC
DEMNET-volgorde ecotoopgroepen:    D:\GEO\FB2F\DEMDIV\ECOCODE.DAT
Invoer natuurwaarden ecotoopgroepen: D:\DEMNET21\INPUT\POTNAT.f2f
Invoer volledigheden voor ingreep:   D:\DEMNET21\INPUT\NLFLORA.f2f
Invoer volledigheid na ingreep:      D:\DEMNET21\OUTPUT\mr\dvmerdi5.021
Invoer volledigssommen 28 groepen:  D:\GEO\FB2F\SV.130
Invoer FLORBASE:                    D:\GEO\FB2F\FB2F.130
Overschrijdingspercentage maximumscore:0.10000
Uitvoer natuurwaarde voor ingreep:   D:\GEO\FB2F\DEMDIV\NWSPE.DI5
Let op: 1e kolom is waarde van 18 (!) groepen
      rest is soortswaarden van alle systemen!
Uitvoer verandering natuurwaarden:   D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DNWSPE.DI5
Auteur J.P.M. Witte, LUW
Datum 9-10-2001

```

```

Maximaal theoretische score per methode                                     {2a}
      1      2      3      4      5      6      7
A12    19.70  15.50  16.00  0.50  0.00  0.00  9.50
A17    49.31  12.50  13.50  1.00  1.00  1.00  7.25
A18    34.45  2.50   2.50  0.50  0.00  0.00  2.00
bA10    9.31   2.50   3.50  0.00  0.00  0.00  1.50
K21    18.73  13.17  13.17  3.48  0.00  1.00  6.25
K22    49.82  34.42  35.42  4.65  2.00  1.50  31.67
K23    18.93  11.25  12.75  4.73  1.00  0.50  11.33
K27    76.21  24.17  25.17  6.03  0.00  0.00  18.25
K28    57.24  5.50   6.50  0.50  0.00  0.00  9.75
bK20    20.80  6.92   7.92  0.00  0.00  0.00  6.83
bK40    29.95  13.58  15.92  0.00  0.00  0.00  14.67
K41     8.38  4.75   4.75  0.75  0.00  0.50  1.25
K42    27.06  19.75  19.75  1.92  0.00  1.00  10.42
H22    13.12  3.50   4.50  0.70  0.00  0.00  5.00
H27    23.48  3.00   3.50  0.20  0.00  0.00  4.25
H28    12.53  0.50   1.00  1.00  0.00  0.00  1.00
H42    45.94  12.92  15.92  0.50  0.00  0.00  19.17
H47    72.63  6.08   6.58  4.08  0.00  1.00  12.17

```

```

Maximaal gerealiseerde score per methode                                     {2b}
      1      2      3      4      5      6      7
A12    11.67  9.00   9.50  0.50  0.00  0.00  6.50
A17    29.14  8.00   8.00  1.00  1.00  1.00  3.75
A18    22.64  1.00   1.00  0.50  0.00  0.00  1.50
bA10    4.81   0.50   1.50  0.00  0.00  0.00  1.00
K21    13.58  10.67  10.67  3.48  0.00  1.00  6.25
K22    21.04  12.17  12.17  2.98  1.50  1.00  10.83
K23    14.80  9.08   10.58  3.67  1.00  0.50  10.00
K27    39.23  6.00   7.00  2.50  0.00  0.00  4.00
K28    32.85  2.00   2.00  0.00  0.00  0.00  4.00
bK20    14.07  4.58   5.58  0.00  0.00  0.00  6.17
bK40    15.61  3.75   4.58  0.00  0.00  0.00  7.00
K41     7.35  3.75   3.75  0.75  0.00  0.50  1.25
K42    12.44  7.67   7.67  1.58  0.00  1.00  4.08
H22     5.37  2.50   3.50  0.70  0.00  0.00  3.50
H27    14.13  1.50   1.50  0.20  0.00  0.00  1.50
H28     6.62  0.00   0.50  0.50  0.00  0.00  1.00
H42    19.96  3.92   6.92  0.50  0.00  0.00  7.17
H47    23.88  1.75   2.25  3.25  0.00  1.00  6.50

```

X%-score per methode								{2c}
	1	2	3	4	5	6	7	
A12	6.00	3.50	4.00	0.50	0.00	0.00	2.50	
A17	26.39	6.00	6.00	1.00	1.00	1.00	2.50	
A18	21.14	1.00	1.00	0.50	0.00	0.00	1.00	
bA10	3.81	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.50	
K21	11.41	8.92	8.92	3.42	0.00	1.00	4.25	
K22	15.22	6.58	6.67	2.25	1.00	0.50	5.75	
K23	8.32	4.25	5.58	2.50	1.00	0.50	5.67	
K27	32.70	3.50	4.50	1.83	0.00	0.00	3.00	
K28	29.26	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	3.50	
bK20	10.99	3.00	3.58	0.00	0.00	0.00	4.33	
bK40	12.44	2.50	3.08	0.00	0.00	0.00	3.83	
K41	6.15	3.00	3.00	0.75	0.00	0.00	0.75	
K42	9.94	5.42	5.42	1.25	0.00	1.00	2.58	
H22	3.98	1.00	1.50	0.70	0.00	0.00	2.00	
H27	12.62	0.50	0.50	0.20	0.00	0.00	1.00	
H28	5.37	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.50	
H42	15.02	1.83	3.50	0.50	0.00	0.00	4.83	
H47	20.30	1.00	1.50	2.00	0.00	1.00	3.83	

Aantal geselecteerde km-hokken: 29383 {3}

Rancorrelaties met (rb) en zonder (lo) ties (R)									{4}
	0	1	2	3	4	5	6	7	
0	1.000	0.598	0.563	0.579	0.579	0.153	0.231	0.495	
1	0.613	1.000	0.578	0.603	0.561	0.123	0.239	0.570	
2	0.585	0.583	1.000	0.977	0.552	0.214	0.232	0.620	
3	0.599	0.606	0.978	1.000	0.559	0.219	0.237	0.660	
4	0.609	0.575	0.572	0.577	1.000	0.118	0.270	0.445	
5	0.538	0.492	0.531	0.529	0.523	1.000	0.371	0.218	
6	0.535	0.504	0.512	0.511	0.548	0.901	1.000	0.261	
7	0.529	0.583	0.636	0.673	0.480	0.548	0.540	1.000	

RESULTATEN DEMNAT {5}

Methode	Voor	Verskil	(%%)
1	4260316	4527	1
2	100867	1208	12
3	115244	1353	12
4	43837	473	11
5	953	44	46
6	2376	100	42
7	80076	1138	14

DEMNAT-METHODE, Volledigheidsommen				{6a}
Eco	Voor	Verskil	(%%)	
A12	188	2	9	
A17	1254	0	0	
A18	4034	0	0	
bA10	399	0	0	
K21	695	55	79	
K22	661	37	56	
K23	265	7	28	
K27	1929	56	29	
K28	4408	30	7	
bK20	635	13	20	
bK40	606	0	0	
K41	784	15	20	
K42	708	14	19	
H22	273	30	112	
H27	1906	71	37	
H28	1615	29	18	
H42	858	24	28	
H47	1339	12	9	
Tot.	22556	394	17	
Tot28	32279	394	12	

IV Relatie score – gridgrootte

De volgende tekst is nagenoeg ongewijzigd overgenomen uit Witte et al. (2000). De in deze tekst genoemde ‘score’ is de indicatiescore, zoals besproken in §2.2. De in deze bijlage weergegeven methode kan echter evengoed worden toegepast op een ander type score, zoals het aantal rode-lijstsoorten.

“De invloed van de gridcelgrootte op de score is onderzocht aan de hand van gegevens uit het hiaatopgevulde FLORBASE-2c. Voor alle kilometerhokken is onderzocht hoe de indicatiewaardescore toeneemt wanneer naburige kilometerhokken worden toegevoegd (Witte, 1998). Daartoe zijn de rekenschema’s van Figuur IV.1 aangehouden, te beginnen met schema A.

A	B	C	D								
4	2	9	9	7	8	8	5	6	6	3	4
3	1	7	2	1	5	7	1	3	5	1	2
6	5	8	4	3	6	9	2	4	8	7	9

Figuur IV.1: Schema’s voor de berekening van de relatie tussen gridcelgrootte en score.

Eerst wordt de *uitgangsscore* S_1 in het centrumhok 1 bepaald (gearceerd); daarna de score wanneer hok 2 aan het centrumhok wordt toegevoegd (S_2), enzovoorts, totdat alle 9 hokken zijn samengevoegd. De volgende drie kilometerhokken worden op een zelfde wijze bewerkt, maar nu met respectievelijk de schema’s B, C en D. Daarna wordt weer teruggesprongen naar schema A. De analyse is uitgevoerd met afwisselende rekenschema’s, om te voorkomen dat kunstmatige resultaten worden verkregen bij ecosysteemttypen met een lijnvormig verspreidingspatroon (bijvoorbeeld K63 in de duinen en K46 langs de rivieren). Uit de gegevens van alle kilometerhokken worden tenslotte gemiddelde scores berekend voor alle 9 combinaties van samengevoegde hokken. Figuur toont het berekende resultaat voor ecosysteemtype K27. Door de punten zijn via lineaire regressie exponentiële functies getrokken die door het punt (1,1) gaan:

$$\frac{S_x}{S_1} = x^c \quad [\text{xvi}]$$

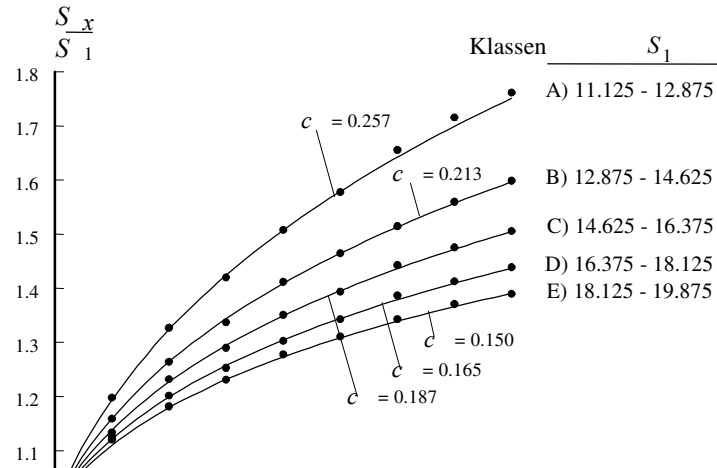
S_x = indicatiewaardescore in x km-hokken

S_1 = indicatiewaardescore in 1 km-hok

x = aantal geaggregeerde km-hokken

c = exponent

Waarden voor exponent c staan in Figuur IV.2 bij de krommen vermeld. De krommen kunnen worden gebruikt om drempelwaarden voor kwartierhokken ($x=1.30$) te berekenen, namelijk door de oorspronkelijke waarden te vermenigvuldigen met 1.30^c . Zo valt de eerste drempelwaarde van K27 (12.0) binnen klasse A ($c=0.257$), en dus dient die waarde te worden vermenigvuldigd met $1.30^{0.257}=1.07$ (het resultaat is een drempelwaarde van 12.8).



Figuur IV.2: Scoretoename van ecosysteemtype K27 als functie van het aantal samengevoegde kilometerhokken. Onderscheiding is gemaakt naar de uitgangsscore in het centrumhok. De krommen zijn van de vorm $y = x^c$. Aantal geaggregeerde km-hokken x

Er is echter een elegantere interpolatietechniek mogelijk, die bovendien als voordeel heeft dat ze resulteert in een algemeen toepasbare vergelijking voor de relatie tussen score en gridcelgrootte. We zullen deze techniek weer illustreren aan de hand van ecosysteemtype K27.

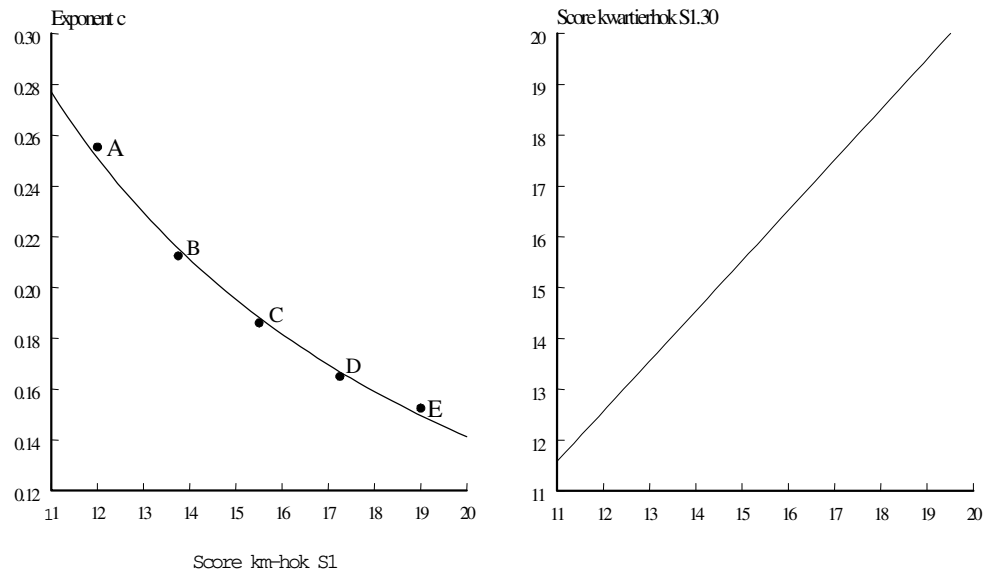
Voor K27 zijn de exponenten in Figuur IV.3, linker grafiek, uitgezet tegen de gemiddelden van de scoreklassen. Door de punten is via lineaire regressie de volgende exponentiële functie getrokken:

$$\hat{c} = aS_1^b \quad [\text{xvii}]$$

Waar a en b parameters te fitten parameters zijn.

Substitutie van [xvii] in [xvi] geeft een uitdrukking voor de scoretoename als functie van het aantal samengevoegde hokken en de uitgangsscore:

$$\hat{S}_x = S_1 x^{aS_1^b} \quad [\text{xviii}]$$



Figuur IV.3: Exponent c uit vergelijking [xvi] (linker grafiek) en de verwachte score van K27 per kwartierhok (rechter grafiek), beide als functie van de score per kilometerhok.

Met vergelijking [xviii] en de per ecosysteemtype proefondervindelijk vastgestelde waarden voor a en b is het nu mogelijk voor de scores van ieder ecosysteemtype de relatie tussen kilometerscore en de score van x hokken te berekenen. In Figuur IV.3, rechter grafiek, is dit gedaan voor K27 met $x=1.30$, zodat de relatie tussen kilometerhokscore en kwartierhokscore wordt weergegeven. Vergelijking [xviii] blijkt in een praktisch rechte lijn te resulteren.

TNO-rapport**42/02.002943****Annex 2****Berekeningen met DEMNAT - 2.1 t.b.v.****"Verdroging in de LCA "**

Auteur(s) Remco van Ek, RIZA

Aantal pagina's 3

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, foto-kopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belang-hebbenden is toegestaan.

© 2002 TNO

Inhoudsopgave

A2.1	Inleiding	95
A2.2	Werkzaamheden	96
 Bijlagen		
1	Kaarten van natuurwaardeverandering per scenario	100
2	Verandering in volledigheid en natuurwaarde per ecotoopgroep	104

1 Inleiding

De LCA (Levenscyclus analyse) is een methode waarbij de gehele levenscyclus van een product, van grondstof tot afval, wordt geanalyseerd welke effecten op het milieu plaatsvinden. Een van de effecten is de aantasting van de aanwezige natuurwaarden. Om de effecten op natuurwaarden in relatie tot het milieuthema verdroging te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van het model DEMNAT [1, 2, 3]. Er was geen ruimte binnen het project om nieuwe hydrologische berekeningen uit te voeren. Daarom is gebruik gemaakt van bestaande hydrologische berekeningen om de effecten op natuurwaarden te kunnen bepalen.

2 Werkzaamheden

Er is gekozen voor het doorrekenen van de volgende hydrologische scenario's (tabel 1).

MER/DIV scenario 1. Toename van de drinkwaterwinning met 25% t.o.v. de situatie in 1988 [4]

MER/DIV scenario 2. Afname van de drinkwaterwinning met 25% t.o.v. de situatie in 1988

MER/DIV scenario 3. Afname van de drinkwaterwinning met 50% t.o.v. de situatie in 1988

MER/DIV scenario 4. Afname van de industriewaterwinning met 50% t.o.v. de situatie in 1988

MER/DIV scenario 5. Beëindiging van de industriewaterwinning

MER/DIV scenario 6. Beëindiging van de drinkwaterwinning uit freatische pakketten

MER/DIV scenario 7. Beëindiging van de drinkwaterwinning uit semi-spanningspakketten

MER/DIV scenario 8. Beëindiging van de oevergrondwaterwinning t.b.v. de drinkwatervoorziening

Alle grondwateronttrekkingen uit in NAGROM [5]

WSV scenario thema 5, HB2015 met huidig grondgebruik [6]

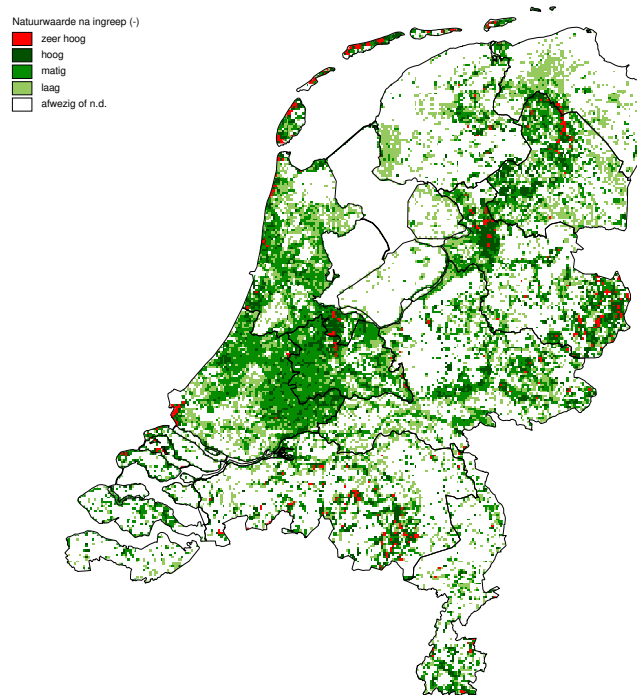
WSV scenario HB2015 [6]

De MERDIV scenario's moesten eerst worden omgezet naar een formaat wat door DEMNAT-2.1 kon worden ingelezen. Hiervoor zijn twee aparte FORTRAN programma's geschreven. Er is met de meest recente versie van FLORBASE gerekend (FLORBASE-2F). FLORBASE is hiertoe bewerkt en omgezet naar volledigheden voor de 18 ecotoopgroepen zodat het door het model kon worden ingelezen.

Resultaten

De gesommeerde natuurwaarde voor de uitgangssituatie is weergegeven in figuur 1. In grote delen van Nederland komen 'natte' botanische natuurwaarden voor (m.n. het groene hart). Echt hoge botanische natuurwaarden vindt men in delen waar schoon grondwater als kwel naar het maaiveld stroomt. Dergelijke gebieden zijn te vinden langs de Utrechtse heuvelrug (Gooi –en Vecht-plassen gebied), de Drentse A, de Dommel, Twente en op verschillende locaties in de Duinregio.

Kaarten van de verandering in natuurwaarden a.g.v. de verschillende scenario's zijn weergegeven in figuur 1 t/m 3 in bijlage 1. De gesommeerde verandering in natuurwaarden is weergegeven in tabel 2. In bijlage 2 staan de effecten per ecotoopgroep gesommeerd.



Figuur 1 - Natuurwaarde in de uitgangssituatie volgens DEMNAT-2.1 met FLORBASE-2F

Tabel 2. Totale verandering in natuurwaarden per scenario (Natuurwaardesom in uitgangssituatie = 51377)

Hydrologisch scenario	dN	dN/N
merdiv1	-840	-1.6
merdiv2	1260	2.5
merdiv3	2734	5.3
merdiv4	607	1.2
merdiv5	1367	2.7
merdiv6	3081	6.0
merdiv7	2588	5.0
merdiv8	16	0.0
Alle NAGROM onttrekkingen uit	5048	9.8
WSV thema5	8182	15.9
WSV HB2015	8744	17.0

Het WSV scenario thema 5 scoort het hoogst qua natuurwaardewinst. Een belangrijk verschil met de andere hydrologische scenario's is dat bij dit scenario niet alleen veranderingen in grondwateronttrekkingen zijn doorgerekend, maar ook veranderingen in de drainage-eigenschappen van verdroogde gebieden. MERDIV scenario 1 scoort negatief aangezien het daar gaat om een toename in de onttrekkingen.

Vergelijking van merdiv1 met merdiv2 (25% afname en toename drinkwaterwinningen) laat zien dat er relatief meer herstel plaatsvindt ondanks het gebruik van hysteresisfactoren voor demping op herstel. Er zijn twee oorzaken aan te dragen:

1. de botanische volledigheid in relatief veel kilometerhokken is al laag. Een schadedosis zal dus niet zoveel effect meer opleveren, in tegenstelling tot herstel. De vraag is wel in hoeverre het reëel is om voor al die kilometerhokken herstel te berekenen. De oorzaak van de lage volledigheid hoeft namelijk niet hydrologisch van aard te zijn. Ongunstig landgebruik kan ook de oorzaak zijn.
2. Bij de herstelberekening kunnen er kilometerhokken verschijnen in tegenstelling tot een schadeberekening, waarbij alleen bestaande natuur achteruit kan gaan. Deze rekenprocedure lijkt wel reëel, aangezien planten nieuwe standplaatsen kunnen koloniseren.

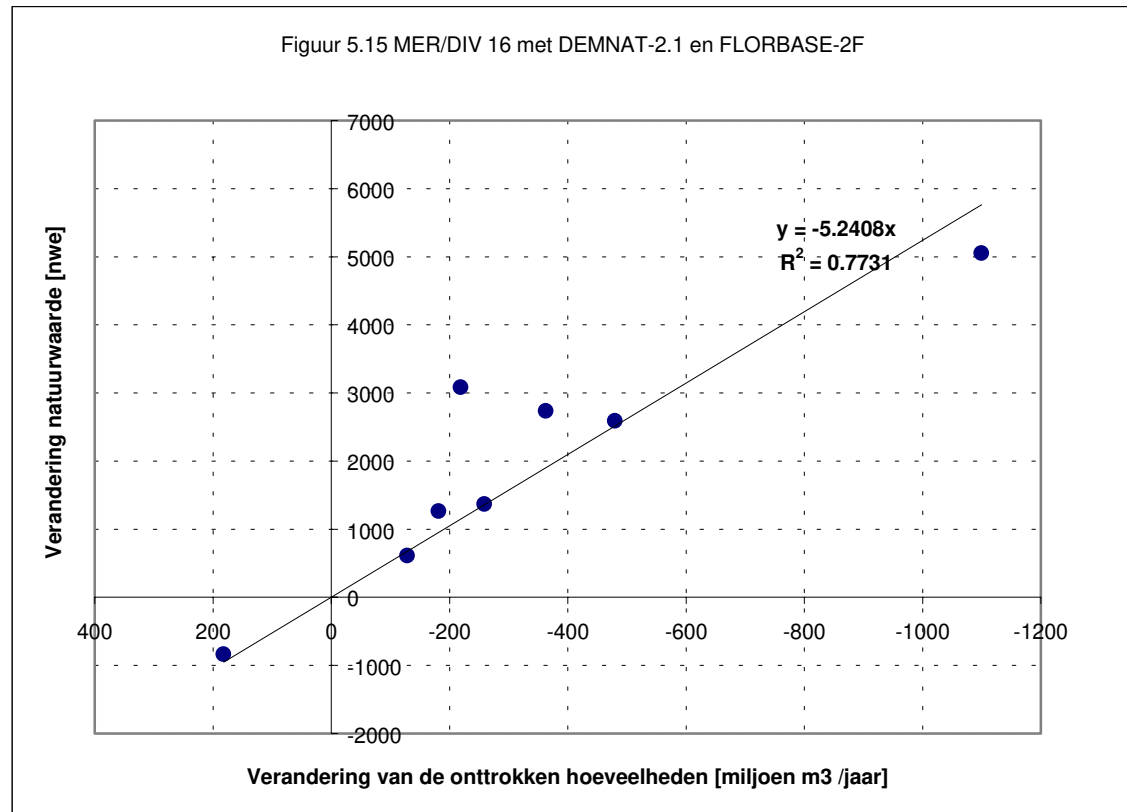
Merdiv 4 en merdiv5 hebben betrekking op industriewaterwinningen. Deze zijn minder omvangrijk dan de drinkwateronttrekkingen, en de natuurwaardeveranderingen zijn dan ook minder groot.

De natuurwaardeveranderingen van de merdiv scenario's, inclusief het scenario met NAGROM (alle onttrekkingen uit) zijn uitgezet tegen de verandering in de hoeveelheid onttrokken grondwater (figuur 2).

Uitkomsten van de MERDIV scenario's inclusief het NAGROM scenario

scenario	dQ	dN	scenario	dQ	dN
1	182	-840	6	-219	3081
2	-182	1260	7	-480	2588
3	-363	2734	NAGROM	-1100	5048
4	-129	607			
5	-259	1367			

Figuur 2



De uitkomsten van de complexe rekenmodellen blijken te kunnen worden samengevat met een simpele lineaire relatie:

$$[\text{verandering natuurwaarde}] = -5.24 * [\text{verandering onttrokken grondwater } (10^6 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1})]$$

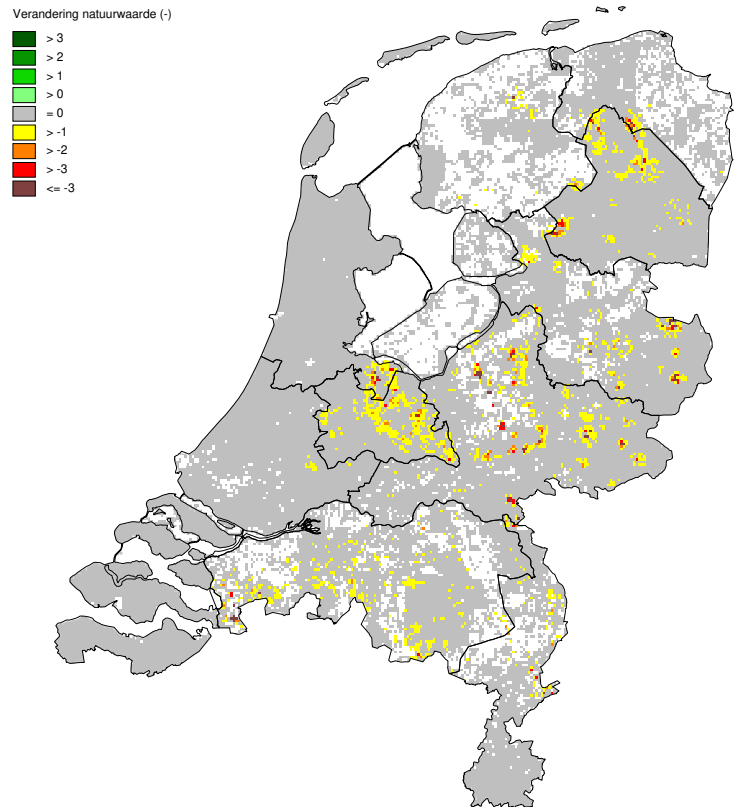
$$(r^2 = 0.77, n = 8)$$

Literatuur

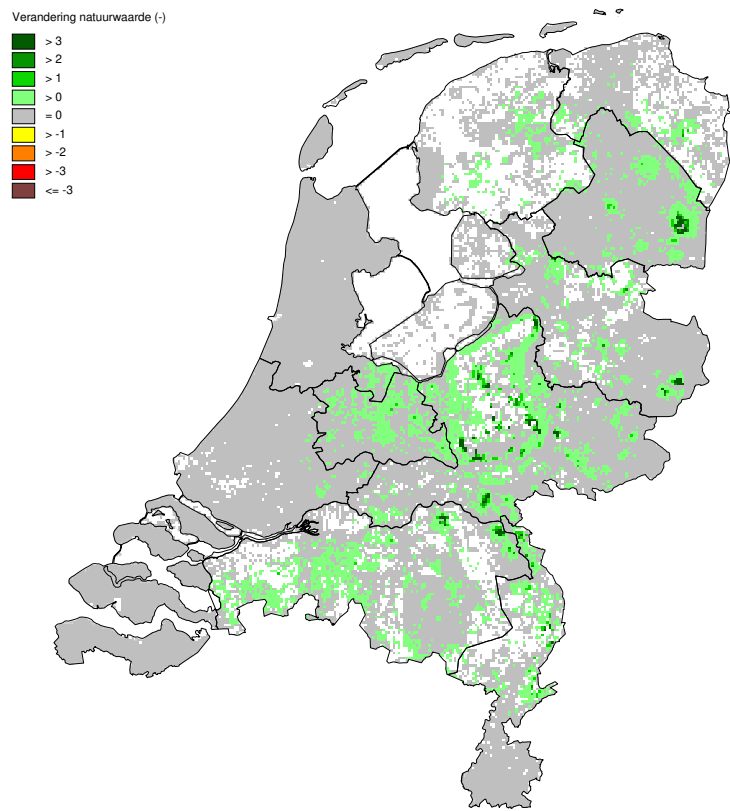
- [1] Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nihuis, 1992. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. Onderzoek effecten grondwaterwinning 1. RIVM-rapport 714305007, Bilthoven/ ISBN 90-6960-30-7.
- [2] Witte, J.P.M., 1998. National water management and the value of nature. Proefschrift Universiteit Wageningen.
- [3] Van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. Ecological Engineering 16: 127-141
- [4] Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen & J.H.C. Mülschlegel, 1992. Effecten op natuur van grondwaterwinning BpDIV. RIVM-rapport 714305010; RIZA-nota 92.059. Bilthoven.

- [5] Runhaar, J., 1999. Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands. Proefschrift Universiteit Leiden.
- [6] Kors, A., F. Claessen, H. Vermulst, R. van Ek, H. Bos, E. Boven, W. de Lange & G. Arnold, 1997. *Beleidsanalyse WSV: thema verdroging en grondwater. Thema rapport, RIZA nota 97.041, ISBN 9036950872, RIZA, Lelystad.*

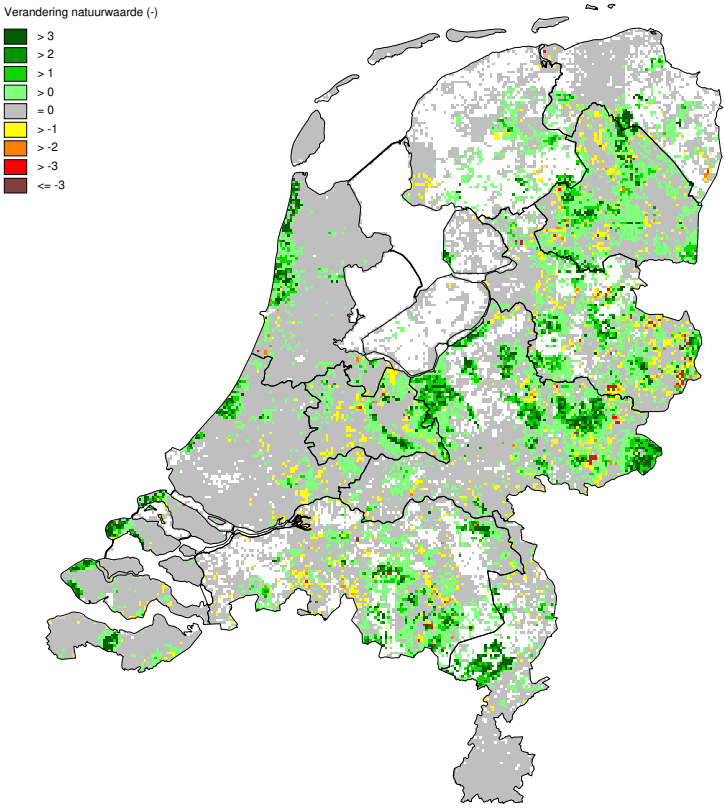
I Kaarten van natuurwaardeverandering per scenario



Figuur 1 - Natuurwaardeverandering a.g.v. MER/DIV scenario 1



Figuur 2 - Natuurwaardeverandering a.g.v. MER/DIV scenario 5



Figuur 3 - Natuurwaardeverandering a.g.v. WSV thema 5

II Verandering in volledigheid en natuurwaarde per ecotoopgroep

	A12	A17	A18	bA10	K21	K22	K23	K27	K28	bK20	bK40	K41	K42	H22	H27	H28	H42	H47
Vvoor	188	1254	4033	399	695	661	263	1929	4405	632	604	784	708	273	1906	1611	858	1339
Dvmerdiv1	-1	0	0	0	-26	-29	-1	-27	-30	0	0	-11	-23	-12	-24	-10	-55	-20
Dvmerdiv2	1	0	0	0	65	28	7	48	28	14	0	15	12	25	68	25	21	13
Dvmerdiv3	4	0	0	0	131	68	22	101	59	31	1	30	27	56	137	52	40	24
Dvmerdiv4	1	0	0	0	29	14	2	28	15	5	0	7	5	13	35	14	11	6
Dvmerdiv5	2	0	0	0	60	37	7	56	30	13	0	15	14	30	71	29	24	12
Dvgwouit	14	0	0	0	216	130	67	158	131	77	3	40	48	101	220	86	61	31
dvthema5	113	20	232	86	290	149	71	196	146	103	6	52	34	172	280	137	36	29
HB2015	115	20	231	86	280	153	75	206	132	113	2	53	24	181	305	144	20	16
Nvoor	2009	2884	4033	1796	3265	3171	2315	3280	4405	2214	2175	3293	2265	2378	3240	3222	2487	2945
dnmerdiv1	-9	0	0	0	-120	-139	-6	-46	-30	-2	-1	-48	-73	-102	-40	-21	-159	-44
dnmerdiv2	18	0	0	0	303	135	67	82	28	49	1	63	39	220	115	51	60	29
dnmerdiv3	46	0	0	0	616	325	197	172	59	110	3	126	85	487	233	103	117	53
dnmerdiv4	9	0	0	0	135	67	20	48	15	17	0	30	17	114	60	28	33	12
dnmerdiv5	20	0	0	0	282	177	67	95	30	45	1	64	44	267	120	58	69	26
dnmerdiv6	37	0	0	0	661	412	314	181	61	107	3	141	101	529	235	107	135	56
dnmerdiv7	70	0	0	0	536	310	187	140	53	113	4	115	76	537	197	99	101	50
dnmerdiv8	0	0	0	0	3	0	1	2	1	1	0	0	0	5	1	1	0	0
dngwouit	147	0	0	0	1015	622	591	269	131	268	10	169	153	879	374	172	177	69
dnthema5	1207	47	232	388	1364	715	628	333	146	362	20	217	108	1499	475	274	104	63
HB2015	1214	43	231	430	1177	810	778	371	132	418	9	197	95	1774	611	345	66	43