

Natuur.focus

Vegetatieveranderingen
in het Meerdaalwoud



Natuurherstel
in de Kraenepoel



Hoe biodiversiteit meten?



Vegetatieveranderingen in het Meerdaalwoud (1954-2000)

Hoe hebben een verandering in het beheer en toegenomen verzuring de vegetatie gewijzigd?

LANDER BAETEN, BRAM BAUWENS, AN DE SCHRIJVER, LUC DE KEERSMAEKER, HANS VAN CALSTER, KRIS VANDEKERKHOVE, BART ROELANDT, HANS BEECKMAN & KRIS VERHEYEN

Hoewel de kruidlaag in bossen op korte termijn weinig lijkt te veranderen, kunnen wijzigingen in omgevingscondities op langere termijn tot sterke verschuivingen leiden. Om veranderingen in soortensamenstelling te kunnen vaststellen, moeten we dus weten hoe de kruidlaag er decennia geleden uitzag. In het Meerdaalwoud nabij Leuven werden zowel in 1954 als 2000 vegetatieopnamen gemaakt volgens een gelijkaardige methode. Met behulp van deze gegevens gingen we na wat de belangrijkste verschuivingen zijn in de kruidlaag en wat hiervoor de voornaamste oorzaken zijn.

Inleiding

Bossen in West-Europa, en zeker in Vlaanderen, werden gedurende eeuwen over grote oppervlakten beheerd als middelhout of hakhout (Tack et al. 1993, *Box 1*). Een belangrijke eigenschap van deze beheervormen is dat de struiklaag van onder andere Hazelaar *Corylus avellana*, Gewone esdoorn *Acer pseudoplatanus* en Es *Fraxinus excelsior* cyclisch (bvb. elke 8 tot 12 jaar) afgezet wordt. Vervolgens schieten nieuwe scheuten terug uit vanuit de stobbe. Dit zorgde telkens weer voor korte perioden van hoge lichtbeschikbaarheid afgewisseld met diepe schaduw. Mason & MacDonald (2001) vonden dat het eerste jaar na het kappen van de hakhoutlaag 40 tot 70% van het invallende licht de bosbodem bereikte. Na vijf tot zeven jaar was dit nog slechts 1%. Omdat dit type beheer gedurende eeuwen werd aangehouden, wordt verondersteld dat de kruidlaag in deze bossen planten herbergt die hieraan aangepast zijn of dit beheer zelfs nodig hebben. Zo toonden Jacquemyn et al. (2006) bijvoorbeeld recent aan dat Mannetjesorchis *Orchis mascula* verhoogde bloei en vruchtzetting vertoonde kort na het kappen van de hakhoutlaag. Zij suggererden dan ook dat het behoud van deze soort, net als ondermeer Wilde narcis *Narcissus pseudonarcissus* en Stengelloze sleutel-



Figuur 1. Voorbeeld van een middelhout dat opgebouwd is uit een hakhoutlaag met daarboven een boomlaag van overstaanders. Voorjaarsbloeiers zoals Wilde hyacint en Bosanemoon vormen hier vaak tapijten.
(foto: Hans Van Calster)

bloem *Primula vulgaris*, afhangt van het traditionele hakhoutbeheer.

Door veranderende maatschappelijke behoeften is het traditionele hakhoutbeheer gedurende de voorbije decennia over grote oppervlakten stopgezet en omgevoerd naar een hooghoutbeheer (*Box 1*). Daardoor zijn de cyclische lichtvariaties op de bosbodem verdwenen en verwachten we veranderingen

in de kruidlaag. Andere veranderingen in omgevingscondities kunnen bovendien bijkomend de kruidlaag beïnvloeden. Zo vonden Cornelis et al. (2007) in de Herenbossen te Hulshout bijvoorbeeld een effect van bodemverzuring op de kruidlaag in amper twee decennia. Niet alleen in Vlaanderen, maar ook in de rest van West-Europa werd vastgesteld dat bodemverzuring veranderin-

gen in de kruidlaag kan veroorzaken (bvb. Falkengren-Grerup 1986).

Een gelijkaardige evolutie inzake verzuring en beheer heeft zich ook voorgedaan in het boscomplex Meerdaalwoud nabij Leuven sinds het begin van de twintigste eeuw, maar vooral tijdens de laatste decennia. Doordat we beschikken over vegetatiedata en metingen van bodemzuurtegraad uit 1954 die herhaald werden in 2000, kunnen we nagaan of verzuring en de verandering in beheer in het Meerdaalwoud ook een verandering in de samenstelling van de kruidlaag hebben veroorzaakt.

Het Meerdaalwoud

Het Meerdaalwoud is één van de grootste bossen (± 1.300 ha) van Vlaanderen en is gelegen ten zuiden van Leuven. Al op de oudste beschikbare landgebruikskaarten is het aangeduid als bos, hoewel Vanwalleghem et al. (2004) invloeden van Romeinse landbouwsites konden aantonen. Daarom wordt het een '(secundair) oud bos' genoemd. Het reliëf bestaat uit een opeenvolging van heuvelruggen en valleien die variëren in hoogte tussen 35 en 102 m. De bodems in het Meerdaalwoud bestaan voornamelijk uit leem (eolische löss-afzettingen tijdens de laatste ijstijd) op tertiaire zandige formaties. Door het voortdurende uitspoelen van basische kationen zoals kalium, calcium en magnesium met het doorsijpelende grondwater hebben deze bodems een lage buffercapaciteit: hun vermogen om weerstand te bieden tegen het verzurend effect van atmosferi-



Figuur 3. Dit voormalige middelwoud werd in de jaren '60 omgevormd naar een hoogwoud. De hakhoutlaag en de overstaanders werden gekapt waarna homogeen beuk geplant werd. (foto: Karen Wuyts)

Box 1: Verklaring van enkele bosbouwkundige termen

- **Hakhout:** In deze beheervorm worden jonge bomen en struiken zoals Eik *Quercus*, Hazelaar *Corylus avellana*, Els *Alnus* en Haagbeuk *Carpinus betulus* tot tegen de grond afgezaagd of 'afgezet'. De stronk of 'hakhoutstoof' die overblijft, vertoont een snijvlak waar wondweefsel gevormd wordt. Nieuwe scheuten (de zogenaamde 'stoofloten') schieten op vanuit slapende of nieuwgevormde knoppen. Na enkele jaren zijn de nieuwe scheuten dik genoeg om opnieuw afgezet te worden. Zo krijgt men een 'cyclisch hakhoutbeheer' met, afhankelijk van de boomsoort, rotaties van ruwweg 12 tot 35 jaar. Hakhoutbeheer is wellicht één van de oudste vormen van bosbeheer in Europa.
- **Middelwoud:** Deze beheervorm is een combinatie van hakhout en hoogwoud en bestaat uit een hakhoutlaag met daarboven een boomlaag van zogenaamde 'overstaanders' (Figuren 1 en 2). Deze overstaanders ontstaan als 'spartelgen' uit het hakhout (scheuten die gedurende enkele rotaties niet afgezet worden en kunnen uitgroeien tot bomen) of worden tussen het hakhout geplant. Hout uit de hakhoutlaag werd o.a. gebruikt als brandhout en geriefhout, terwijl de overstaanders hout produceerden met grotere dimensies.
- **Hoogwoud:** In een hoogwoud domineren opgaande bomen die in een hogere dichtheid groeien dan bij een middelwoud (Figuur 3). Het beheer is erop gericht bomen met economische of ecologische kwaliteit optimale groei- en ontwikkelingscondities te bieden, o.a. door concurrerende bomen te kappen ('dunning') of door hinderende zijtakken weg te nemen ('snoeien'). De struiklaag (vaak ijl) wordt niet afgezet zoals in een hakhout- of middelwoudbeheer.



Figuur 2. Als in een middelwoud de hakhoutlaag gekapt wordt, is er tijdelijk veel licht beschikbaar op de bosbodem. De overstaanders op deze foto hebben zeer grote kronen: ze bleven al meerdere rotaties staan. (foto: Hans Van Calster)

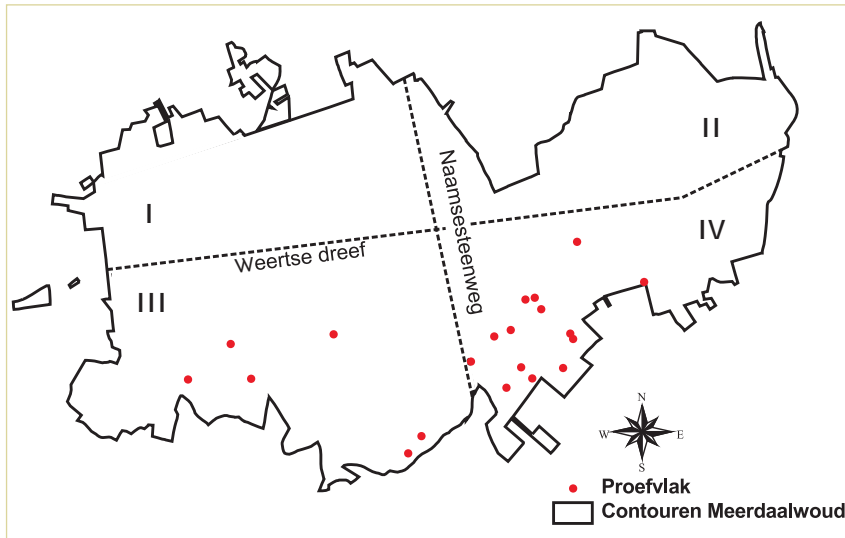
sche polluenten zoals ammonium/ammoniak (NH_x), stikstofoxiden (NO_x) en zwaveloxiden (SO_y) is bijgevolg eerder laag.

Tot het einde van de negentiende eeuw werd het Meerdaalwoud beheerd als een middelwoud of hakhout. In elk perceel werd om de 12 tot 15 jaar de hakhoutlaag gekapt zodat deze daarna weer kon uitschieten vanuit de afgezette stobbe. Vanaf het begin van de twintigste eeuw werd gradueel omgevormd naar een hoogwoud door middel van homogene beplanting met Beuk *Fagus sylvatica* en Eik of door meer en meer scheuten te laten doorgroeien naar de boomlaag (Figuur 3). Initieel resulteerde dit in een ijl hoogwoud en nadien in een typisch hoogwoud met vooral

opgaande bomen bovenop een schaarsere struiklaag. Het nieuwe beheerplan van het Meerdaalwoud - Heverleebos - Egenhovenbos geeft verdere details omtrent de evolutie van het beheer (zie www.meerdaalwoud.be).

Dataverzameling

In 1948 werd in België een grootschalige vegetatiekartering opgestart. In het kader van deze kartering werden in het Meerdaalwoud (1954-1955), verspreid over het bos, 70 vegetatieopnamen gemaakt en gedetailleerd gedocumenteerd met behulp van veldkaarten en fiches (Dethioux 1955). De bedekking van de boom-, struik- en kruidlaag



Figuur 4. Contouren van het Meerdaalwoud en locatie van de verschillende opnamepunten. Romeinse cijfers (I-IV) geven kwadrantnummers aan.

werd geschat in proefvlakken van 100 tot 300 m². Bovendien werden in elk proefvlak ook bodemstalen genomen waarvan de bodemzuurtegraad (pH in water) werd bepaald. In het kader van een scriptie werden al deze proefvlakken in 2000 terug opgezocht (Bauwens 2001). Er werd een strikte selectie doorgevoerd van proefvlakken die (1) nauwkeurig konden worden teruggevonden op basis van de veldkaarten en beschrijvingen, (2) in 1954 nog een middelhoutstructuur vertoonden en (3) in 2000 als hooghout beheerd werden. Dit resulteerde in 20 proefvlakken waar vegetatieopnamen en bodemstalen werden genomen met een gelijkaardige methodiek als in 1954 (Figuur 4).

Veranderingen in de kroonlaag en bodem

Na het stopzetten van een hakhoutbeheer konden houtige soorten uit de hakhoutlaag zoals Es en Gewone esdoorn doorgroeien naar de boomlaag. Dit zorgde ervoor dat het gemiddeld aantal soorten in de boomlaag toenam terwijl het aantal soorten in de struiklaag afnam (Tabel 1). Niet alleen het aantal soorten, maar ook de dominante bedekking verschoof van de struik- naar de boomlaag. Typisch voor een middelhoutbeheer is de ijlere boomlaag ten opzichte van de struiklaag of hakhoutlaag. Inderdaad, in 1954 bedekte de struiklaag gemiddeld 78% terwijl de boomlaag 55% bedekte. De boomlaag werd immers ijl gehouden zodat meer licht doorgelaten werd en de hakhoutlaag snel kon uitschieten en groeien doorheen de hakhoutcyclus. Na omvorming naar een hooghoutbeheer is de som van de bedekking van soorten in de boomlaag verdubbeld tot

103% terwijl de struiklaag nog gemiddeld 47% bedekt. In de struiklaag is het opvallend dat vooral lichtbehoevende, weinig schaduwverpende soorten zoals Es, Zomereik *Quercus robur* en Hazelaar achteruit gegaan zijn. Deze achteruitgang is voornamelijk te wijten aan toegenomen schaduw door de hogere bedekking van de boomlaag. Bovendien is vooral de bedekking van schaduwverpende soorten in de boomlaag sterk toegenomen, wat het effect nog accentueert. De toename in bedekking van schaduwverpende soorten is voornamelijk toe te schrijven aan de opmars van Beuk en Gewone esdoorn. Beuk werd in een middelhout gedurende eeuwen onderdrukt omdat deze soort enerzijds slecht cyclisch kappen verdraagt bij ons, wat hem minder groeikansen gaf in de hakhoutlaag, en anderzijds te veel schaduw gaf als overstaander. Gewone esdoorn daarentegen kon doorgroeien van de hakhoutlaag,

waar deze soort al veel voorkwam, naar de boomlaag.

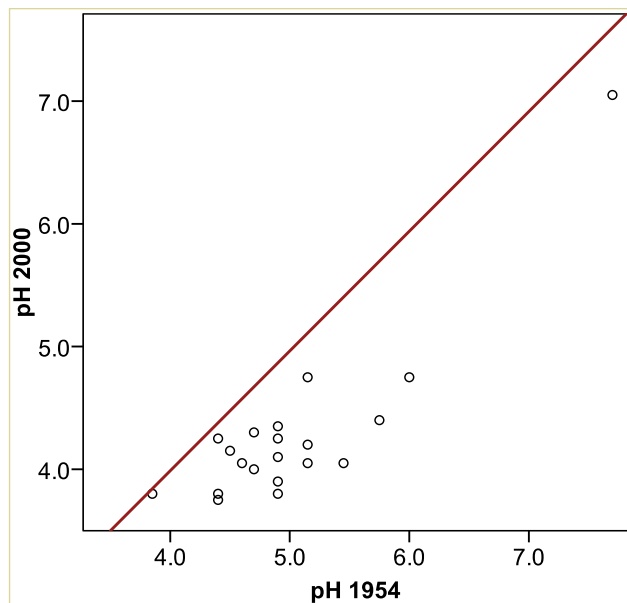
De bodems in de proefvlakken in het Meerdaalwoud werden allemaal zuurder (Figuur 5). Vooral de initieel minder zure proefvlakken (hogere pH waarden) liggen verder onder de 'lijn van geen verandering' en werden dus sterk zuurder. Een pH verschil van één eenheid betekent immers dat de bodem 10 keer zuurder werd. Ook in andere bossen in Vlaanderen zoals de Herenbossen te Hulshout (Cornelis et al. 2007) vond men dat de bodem verzuurd was in amper 24 jaar. Deze verzuring is niet verwonderlijk gezien de hoge atmosferische depositie van verzurende stoffen als NH_x, NO_x en SO_y in Vlaanderen. Uit het Natuurrapport 2005 blijkt bijvoorbeeld dat, hoewel de verzurende depositie daalt, nog over 61% van de bosoppervlakte de depositie hoger is dan de kritische last (Dumortier et al. 2005). Deze kritische last is de maximale toegelaten depositie van verzurende componenten waarbij op lange termijn geen schadelijke effecten optreden (bijvoorbeeld verlies aan biodiversiteit). Bovendien zijn de bodems in het Meerdaalwoud extra gevoelig voor verzuring aangezien ze matig gebufferd zijn door uitloging van basische kationen tot op grote diepte.

Sterke veranderingen in de kruidlaag in vijf decennia

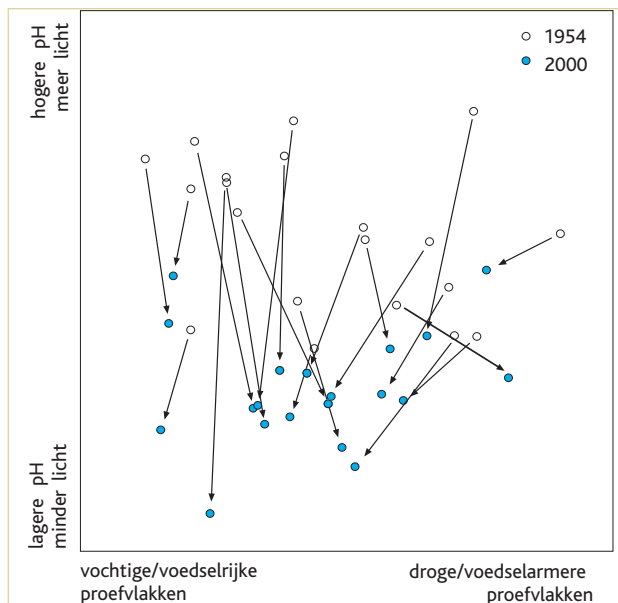
Aangezien zowel verdonkering als verzuring geobserveerd werden in het Meerdaalwoud is de sleutelvraag of beide milieuveranderingen inderdaad geleid hebben tot veranderingen in de kruidlaag. Figuur 6 geeft vegetatieveranderingen in de kruidlaag weer (op basis van DCA analyse). De pijlen verbinden voor elk proefvlak de toestand in 1954 met die in 2000. Hoe langer de pijl hoe groter de veranderingen in soortensamenstelling van een

Variabele	1954	2000	
Struiklaag (1-7 m hoogte)			
gemiddeld aantal soorten	6,1	3,9	*
totale bedekking (%)			
- alle soorten	78	47	*
- lichtsoorten	53	34	*
- schaduwsoorten	18	11	NS
Boomlaag (>7 m hoogte)			
gemiddeld aantal soorten	1,8	3,4	*
totale bedekking (%)			
- alle soorten	55	103	*
- lichtsoorten	47	58	NS
- schaduwsoorten	5	40	*

Tabel 1: Veranderingen in de kroonlaag in de 20 proefvlakken tussen 1954 en 2000. De boom- en struiksoorten werden ingedeeld naar hun schaduwverpende karakter. [*: verandering is significant $p < 0.01$ op basis van een gepaarde t-test; NS: niet significant veranderd]



Figuur 5. Verandering in bodemzuurtegraad (pH) van 20 proefvlakken in het Meerdaalwoud tussen 1954 en 2000. De rode is de lijn van geen verandering. Hoe verder een punt onder deze lijn ligt, hoe groter de daling in pH en hoe zuurder de bodem werd.



Figuur 6. Vegetatieverschuivingen in de kruidlaag van het Meerdaalwoud. Elke pijl verbindt een vegetatieopname uit 1954 met een opname in hetzelfde proefvlak in 2000. De lengte van de pijl geeft aan in welke mate de vegetatie gewijzigd is.

proefvlak. Allereerst zijn proefvlakken sterk verschoven waaruit blijkt dat er inderdaad sterke veranderingen hebben plaatsgevonden in de kruidlaag. Daarnaast valt het op dat alle verschuivingen in één richting verlopen zodat de onderliggende oorzaak van de vegetatieveranderingen voor alle plots waarschijnlijk dezelfde is. Uit statistische analyse werd duidelijk dat de verschuivingen verlo-

pen volgens een as die varieert van een hogere pH en licht naar een lagere pH en minder licht (op basis van correlaties met Ellenberg indicator waarden). De verschuivingen zijn dus gerelateerd zijn aan de geobserveerde verzuring en verdonkering. Om na te gaan welke soorten voornamelijk verantwoordelijk zijn voor deze verandering in soortensamenstelling worden in Tabel 2

de soorten weergegeven waarvan de frequentie (het aantal proefvlakken waarin de soort voorkomt) het sterkst veranderde. Bij de 'verliezers' vinden we zowel bosplanten die gebonden zijn aan minder zure omstandigheden (bvb. Slanke sleutelbloem *Primula elatior*, Eenbes *Paris quadrifolia* en Aardbeiganzerik *Potentilla sterilis*) als lichtminnende bosplanten (bvb. Wilde kamperfoelie *Lonicera periclymenum* en Gewone ereprijs *Veronica chamaedrys*). De 'winnaars' zijn ondermeer schaduw- en zuurtolerante soorten als Witte klavervuring *Oxalis acetosella*, Brede stekelvaren *Dryopteris dilatata*, Smalle stekelvaren *Dryopteris carthusiana* en IJle zegge *Carex remota*. Het is dus duidelijk dat (1) de vegetatie in het Meerdaalwoud, althans in de bestudeerde proefvlakken, in amper vijf decennia sterk veranderde en (2) de soortenverschuiving gerelateerd is aan de geobserveerde verdonkering en verzuring. Hoewel er sterke aanwijzingen zijn voor een effect van verdonkering en verzuring op de vegetatie in het Meerdaalwoud, blijft het moeilijk hun relatieve belang in te schatten. Zo zijn bijvoorbeeld Slanke sleutelbloem en Aardbeiganzerik zowel gevoelig aan verdonkering als verzuring. In dit verband is Bosanemoon *Anemone nemorosa* een interessante indicatorsoort (Figuur 7). Doordat Bosanemoon een vroege voorjaarsbloeiër is, ont-snapt de soort aan het verdonkeringseffect. Hoewel Bosanemoon grotendeels voor het in blad komen van de boom- en struiklaag groeit en bloeit, is ze toch sterk achteruitgegaan. Tussen 1954 en 2000 verminderde de gemiddelde bedekking van 46% naar 28%.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Freq. 1954	Freq. 2000
Afgenomen soorten			
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	9	2
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik	7	1
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	15	10
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	13	8
<i>Poa nemoralis</i>	Schaduwgras	8	3
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knopig helmkruid	6	1
<i>Paris quadrifolia</i>	Eenbes	6	2
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gewone ereprijs	4	0
<i>Viola riviniana</i>	Bleeksporig bosviooltje	4	0
Toegenomen soorten			
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	15	19
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras	0	4
<i>Veronica hederifolia</i>	Klimopereprijs	0	4
<i>Veronica montana</i>	Bosereprijs	3	7
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewone hennepnetel	3	9
<i>Melica uniflora</i>	Eenbloemig parelgras	1	7
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	0	9
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klavervuring	7	19
<i>Dryopteris dilatata</i>	Brede stekelvaren	0	13
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Smalle stekelvaren	2	18

Tabel 2: Soorten die zijn afgenomen en toegenomen in frequentie tussen 1954 en 2000. De frequentie is het aantal proefvlakken (op het totaal van 20) waar de soort voorkomt. Enkel soorten die in vier of meer proefvlakken (20%) verdwenen/verschenen worden weergegeven.



Figuur 7. Bosanemoon bloeit in het vroege voorjaar en kan tapijten vormen in bossen met lage lichtbeschikbaarheid. In het Meerdaalwoud is de soort echter sterk achteruitgegaan door bodemverzuring. (foto: Karen Wuyts)

Deze achteruitgang is wellicht deels te wijten aan een effect van bodemverzuring omdat de tolerantielimiet van Bosanemoon overschreden werd. Veel van de proefvlakken zijn verzuurd tot in het zogenaamde aluminium bufferbereik (~ pH < 4.2), een toestand waarin aluminium vrij beschikbaar komt in de bodem en toxisch kan worden voor bosplanten (bvb. Falkengren-Grerup & Tyler 1993). Het argument wordt nog overtuigender als we vergelijken met gelijkaardig onderzoek waarbij eveneens gekeken werd naar het effect van omvormingen van middelhout op de kruidlaag, maar dan op minder verzuringsgevoelige en beter gebufferde bodems in de Condroz (Van Calster et al. in druk). In deze studie werd net aangetoond dat Bosa-

nemoon, bij minder sterke verzuring, sterk kan uitbreiden bij verdonkering. Dit doordat ze voordeel haalt uit haar vroege fenologie en omdat ze kan groeien in de dikke strooisellaag die zich vormt in een dichter en donkerder wordend bos (Sydes & Grime 1981).

Implicaties voor beheer

Op basis van onze analyses werd duidelijk dat mede door wijzigingen in het traditionele beheer, verdonkering en toegenomen verzuring de vegetatie in het Meerdaalwoud in amper vijf decennia sterk wijzigde (Bauwens 2001, Baeten et al. in druk). Enkele aspectbepalende bosplanten zoals Slanke sleutelbloem, Eenbes en Bosanemoon zijn sterk achteruitgegaan. Omdat deze soorten, eens

ze verdwenen zijn, slechts zeer traag kunnen herkoloniseren vanuit relictpopulaties is het van belang tijdig in te grijpen. Het nieuwe beheerplan Meerdaalwoud - Heverleebos - Egenhovenbos voorziet het herstel van een middelhoutbeheer over ongeveer 23,6 ha in het bosreservaat 'De Heide'. In het 504 ha tellende derde kwadrant (Figuur 4, links onder), een ecologisch waardevolle zone met voornamelijk Eiken-Haagbeukenbos, werd ervoor gekozen de dominantie van Beuk terug te dringen met behulp van verschillende omvormingsscenario's. Beuk is immers een boomsoort die snellere verzuring van de bodem in de hand werkt en een sterk schaduwwerpend karakter heeft en daardoor sterk bijgedragen heeft tot de verschuivingen in de kruidlaag (zie ook Van Calster et al. in druk).

Deze beheerkeuzen brengen echter eveneens bepaalde onzekerheden met zich mee. Ten eerste kunnen de belangrijke inspanningen in het beheer de atmosferische depositie van verzurende stoffen niet volledig tegengaan. Om de versnelde verzuring van de bosbodem tegen te gaan, zijn en blijven brongerichte maatregelen die de uitstoot van verzurende polluenten door het verkeer, de industrie en de landbouw inperken noodzakelijk. Ten tweede accumuleren nutriënten bij het achterwege blijven van een cyclische kapping in de strooisellaag. Als de hakhoutlaag terug afgezet wordt, kunnen deze door een snelle vertering van de strooisellaag als een puls terug vrijkomen waarbij competitieve soorten als Braam *Rubus fruticosus* en Framboos *Rubus idaeus* kunnen gaan domineren. Bij het nemen van specifieke beheerkeuzen zoals een herstelbeheer moet bovendien het deels opgeven van andere aanwezige ecologische waarden tegenover deze onzekerheden afgewogen worden. Ouder wordende beukenbestanden vormen bijvoorbeeld een habitat voor tal van houtzwammen (Walley & Veerkamp 2005). In het beheerplan gaat daarom ook aandacht naar het behoud van zware Beuken. Tot slot is het herstel van een middelhout lang niet de enige beheeroptie. Andere maatregelen zoals het niet dichtplanten van tijdelijke open plekken door sterfte of het creëren van interne of externe zomen (bvb. langs paden) kunnen eveneens bijdragen tot het herstel van de kruidlaag.

SUMMARY BOX:

BAETEN L., BAUWENS B., DE SCHRIJVER A., DE KEERSMAEKER L., VAN CALSTER H., VANDEKERKHOVE K., ROELANDT B., BEECKMAN H. & VERHEYEN K. 2008. Vegetation changes in the forest 'Meerdaalwoud' (1954-2000): did a change in forest management and soil acidification affect the vegetation? *Natuur.focus* 7(2): 40-45. [in Dutch]

In the forest 'Meerdaalwoud' (central Belgium), as in many other forests across Europe, forest management has changed from traditional coppice-with-standards towards high forest management during previous decades. Because many forest herbs are adapted to the environmental conditions created by traditional coppicing (e.g., characterised by a cyclic light regime), this management shift was

expected to have induced changes in the forest herb layer. In addition, other environmental changes such as soil acidification may have contributed to these vegetation changes.

Twenty semi-permanent plots in the 'Meerdaalwoud' forest, dating from a 1954-survey, were relocated and re-sampled in 2000. In both surveys, vegetation descriptions and measurements of soil acidity were conducted in a comparable way. In this article, we present 46 years of vegetation change, with a focus on both the species and the community level. Our data clearly indicate an impact of changes in forest management and soil acidification on the forest vegetation. These findings allow us to point out a number of forest management implications and considerations.

DANK:

De auteurs bedanken Bart Meuleman en het Agentschap voor Natuur en Bos voor hun interesse en toelating om deze studie uit te voeren. Lander Baeten en Hans Van Calster werden ondersteund door een specialisatiebeurs van het Instituut voor de Aanmoediging van Innovatie door Wetenschap en Technologie in Vlaanderen (IWT-Vlaanderen) en An De Schrijver door het Bijzonder Onderzoeksfonds van de Universiteit Gent. Dit artikel werd beter door de waardevolle inhoudelijke suggesties van twee anonieme referenten.

AUTEURS:

Lander Baeten, An De Schrijver en Kris Verheyen zijn respectievelijk doctoraatsstudent, post-doctoraal onderzoeker en professor aan het Labo voor Bosbouw van de Universiteit Gent. Bram Bauwens is verbonden aan SGS als certificerings-auditor in bosbeheer en de houtketen. Luc De Keersmaeker en Kris Vandekerkhove zijn wetenschappelijk medewerker aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Zij maken deel uit van een onderzoeksgroep die bos ecologisch onderzoek uitvoert, in de eerste plaats in de bosreservaten. Hans Van Calster is doctoraatsstudent aan de Afdeling voor Bos, Natuur en Landschap van de K.U.Leuven. Bart Roelandt werkt bij het Agentschap voor Natuur en Bos. Hans Beeckman is projectleider bij het Laboratorium voor Houtbiologie van het Koninklijk Museum voor Midden-Afrika.

CONTACT:

Labo voor Bosbouw, Universiteit Gent,
Geraardsbergsesteenweg 267, 9090 Gontrode (Melle).
E-mail: lander.baeten@ugent.be

Referenties

- Baeten L., Bauwens B., De Schrijver A., De Keersmaeker L., Van Calster H., Vandekerkhove K., Roelandt B., Beeckman H. & Verheyen K. (in druk) Compositional changes (1954-2000) in the forest herb layer following the cessation of coppice-with-standards management and soil acidification. *Applied Vegetation Science*.
- Bauwens B. 2001. Stuurvariabelen voor vegetatiedynamiek in het Meerdaalwoud (Vlaams-Brabant) over de periode 1954-2000. Eindwerk faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, U.Gent, Gent.
- Cornelis J., Rombouts L. & Hermy M. 2007. Veranderingen in de vegetatie van de Herenbossen in Huls-hout sinds 1980. *Natuur.focus* 6: 4-10.
- Dethioux M.H. 1955. Aperçu sur la végétation de la forêt de Meerdael et des bois environnants. *Agricultura* 3: 261-292.
- Dumortier M., Genouw G., Neiryck J., Overloop S., Van Avermaet P., De Schrijver A. & Devlaemincq R. 2005. Verzuring. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G. & Kuijken E. (red.) *Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 24, Brussel.
- Falkengren-Grerup U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forests in southern Sweden. *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup U. & Tyler G. 1993. Experimental-evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management* 60: 311-326.
- Jacquemyn H., Brys R., Honnay O. & Hermy M. 2006. Mannetjeorchis en hakhoutbeheer. *Natuur.focus* 5: 112-117.
- Mason C.F. & MacDonald S.M. 2001. Responses of ground flora to coppice management in an English woodland: a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11: 1773-1789.
- Sydes C. & Grime J.P. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland: I. Field investigations. *Journal of Ecology* 69: 237-248.
- Tack G., Van Den Bremt P. & Hermy M. 1993. Bossen van Vlaanderen. Davidsfonds, Leuven.
- Van Calster H., Baeten L., Verheyen K., De Keersmaeker L., Dekeyser S., Rogister J.E. & Hermy M. (in druk) Diverging effects of different conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*.
- Vanwallegem T., Verheyen K., Hermy M., Poesen J. & Deckers J. 2004. Legacies of Roman land-use in the present-day vegetation in Meerdaal Forest (Belgium). *Belgian Journal of Botany* 137: 181-187.
- Walley R. & Veerkamp M. 2005. Houtzwammen op beuk. *Natuur.focus* 4: 82-88.