

Themanummer *Heuvellandschap*

Recente onderzoeken van het OBN Deskundigenteam* Heuvellandschap vormen de directe aanleiding voor dit gezamenlijke themanummer van Natuurhistorisch Maandblad en De Levende Natuur.

Het gaat hier om een zeer gevarieerd en soortenrijk landschap: van natte beekdalen tot droge kalkhellingen en van rotsvegetatie tot hellingbos. Doordat het Heuvelland binnen Nederland qua oppervlakte klein en qua ecologie afwijkend is, rijzen er vragen over specifieke kennis en beheerervaring uit dit gebied. Bovendien stopt dit gebied niet bij de grens. Recent onderzoek van het Vlaamse INBO (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek) en ook beheerervaringen in het aangrenzende Belgische 'Heuvelland' (Voerstreek en Sint-Pietersberg) zijn daarom eveneens in dit themanummer beschreven. Met welke specifieke problemen wordt het Heuvellandschap geconfronteerd? Zijn hier oplossingen voor? Hoe ziet de toekomst voor dit landschap er uit? Al deze vragen komen in dit themanummer aan bod.

'Lerend beheren in een mozaïeklandschap' vormt het centrale thema in dit nummer.

Teneinde de diversiteit van het Heuvellandschap te presenteren zijn de artikelen gebundeld in vier thema's: hellinggraslanden – bossen – natte beemden – groeves. In het slotartikel vindt u een synthese van de artikelen met erbij vermeld welke kansen er liggen in het Heuvelland en wat dit betekent voor beleid en beheer.

De themaredactie bestond uit: Bart van Tooren (DLN), Arjan Ovaa, Martine Lejeune, Olaf Op den Kamp (alle drie Natuurhistorisch Maandblad) en Isa Schimmel (DLN). De eerste drie zijn tevens lid van het OBN Deskundigenteam Heuvellandschap. Voor dit themanummer werd subsidie verleend door het Kennisnetwerk OBN.

De redactie

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

* Het Kennisnetwerk 'Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit' (OBN) is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -behoud samenwerken; het netwerk ontwikkelt en verspreidt kennis over Natura 2000/PAS, inrichting nationaal natuurnetwerk en soortenbeleid. Het netwerk wordt gevormd door acht zogenaamde deskundigenteams, bestaande uit onderzoekers, beheerders en in het beleid werkzame betrokkenen. Het OBN wordt gecoördineerd door de Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) en gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken en BIJ12. Zie www.natuurkennis.nl.

DLN 240 **Themanummer heuvellandschap.**
De redactie

NhM 214/DLN 242 **Herstel van de heischrale vegetatie van de Zuid-Limburgse hellingen**
M.J. Weijters, N.A.C. Smits & R. Bobbink

NhM 220/DLN 248 **Herstel van de rijke fauna van Limburgse kalkgraslanden**
M.E. Nijssen & C.G.E. van Noordwijk

NhM 226/DLN 254 **Een verjongingskuur voor de Waalse Sint-Pietersberg** *R. Vanherck & T. Ory vertaald door M. Lejeune*

NhM 230/DLN 258 **MET EXCURSIE**



NhM 231/DLN 259 **Altenbroek: een natuurreservaat in de dalen van Noor en Voer**
J. Dewyspelaere & R. Palmans

NhM 236/DLN 264 **Ongelijkvormig hooghout: een alternatief voor het traditionele middenbos-beheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen?** *J. den Ouden, P.W.F.M. Hommel, K.A.O. Eichhorn & F.S. van Westreenen*

NhM 243/DLN 271 **Effecten van omvorming van hellingbossen naar ongelijkvormig hooghout op de vlinderfauna**
M.F. Wallis de Vries & M.J.M. Prick



pag. NhM 248 / DLN 276

NhM 274/DLN 302 Mergelgroeves: ontstaan, ontwikkeling en beheer van on-Nederlandse natuur
M.E. Nijssen, M.C. Scherpenisse, P.J.M. Verbeek, H. de Mars, E. van Rijsselt & B. Possen

NhM 281/DLN 309 Kansen en bedreigingen voor de natuur in het Limburgse heuvellandschap
B.F. van Tooren, O.P.J.H. Op den Kamp, M. Lejeune, A.H. Ovaa & H.L. Schimmelen Kate

NhM 248/DLN 276 Beheer in de Voerense hellingbossen
K. Vandekerkhove, L. De Keersmaeker, R. Brys, H. Jacquemyn & L. Crèvecoeur

NhM 255/DLN 283 Lessen uit onderzoek naar doodhoutkevers in de holle bomen van de Voerstreek
A.A.M. Thomaes & L. Crèvecoeur

NhM 261/DLN 289 Nitraatbelasting van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen
H. de Mars, S.P.J. van Delft, E.J. Weeda & J.H.J. Schaminée

NhM 268/DLN 296 Toekomst voor natte beemden in het heuvelland
E.J. Weeda, H. de Mars & J.H.J. Schaminée



pag. NhM 281 / DLN 309

NhM 287/DLN 315 Uit de gebieden van Staatsbosbeheer
Deze pagina is samengesteld en gefinancierd door Staatsbosbeheer.

NhM 288/DLN 316 De12Landschappen
Samengesteld en gefinancierd door de twaalf provinciale Landschappen. Deze keer berichten van Stichting het Limburgs Landschap en Het Groninger Landschap.

NhM 289/DLN 317 Natuurpunt en Natagora

NhM 290/DLN 318 Verenigingsnieuws NHGL

NhM 291/DLN 319 Boekbespreking/Signalement

NhM 292/DLN 320 Colofon



pag.
NhM 243 /
DLN 271

Herstel van de heischrale vegetatie van de Zuid-Limburgse hellingen

Maaïke Weijters, Nina Smits & Roland Bobbink

De soortensamenstelling van de vegetatie van de heischrale zone van de Zuid-Limburgse hellingschraallanden is de laatste decennia sterk achteruit gegaan (Smits et al., 2006). In het kader van OBN is in twee fases (2005-2009 en 2009-2013) onderzoek gedaan naar mogelijke oorzaken hiervan en is gezocht naar praktijkgerichte oplossingen om de achteruitgang terug te draaien.

Eén van de kenmerken van de hellingen in Zuid-Limburg is dat deze veelal een duidelijke gradiënt in de bodem vertonen. Boven aan de helling worden – met name in het westen van Zuid-Limburg – zure terrasafzettingen (zand, grind) van de Oer-Maas gevonden, vaak bovenaan afgedekt met löss (fig. 1). Op de steilere middengedeelten is kalkgesteente ondiep aanwezig, terwijl onderaan de helling meestal een dikke laag afgespoeld materiaal (colluvium) is terecht gekomen. Deze situatie heeft bij eeuwenlang agrarisch gebruik geleid tot een kenmerkende zonering van droge hellinggraslanden.

De bijbehorende graslandtypen zijn bovenaan de helling heide en zure kiezelkopgraslanden (*Thero-Airion*), gevolgd door een heischraal grasland (*Nardo-Galium saxatilis*), met daarna het kalkgrasland (*Mesobromion erecti*) en tenslotte onderaan Glanshaver-gemeenschappen (*Arrhenatherion elatioris*) of ruigtebegroeiingen (*Arction*) (Bobbink &

Willems, 2001; Smits et al., 2009). Zowel kalkgrasland als heischraal grasland behoren tot de in totaal 51 Natura 2000-habitatypen waarvoor Nederland een Europese verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée, 2003). In beide gevallen betreft het bovendien een prioritair habitattypen, waarvoor de landen extra inspanningen dienen te leveren.

Een bijzonder aspect van de Zuid-Limburgse hellinggraslanden is hun landschappelijke context. Vrijwel nergens anders in Europa is de samenhang tussen heischrale graslanden en kalkgraslanden – in hun setting met kiezelkopgraslanden, rotsrandjes boven mergelgroeven, ruigten en zomen op plekken waar voedingsstoffen ophopen, en omringd door bosgebied – op dergelijke korte afstanden van elkaar aanwezig. De gemeenschap van Betonie en Gevinde kortsteel (*Betonico-Brachypodietum*) is de Zuid-Limburgse vorm van het heischrale grasland (foto 1). Bijzondere voorkomende

soorten zijn Betonie (*Stachys officinalis*), Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Veldgentiaan (*Gentianella campestris*), Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*) en Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*). Daarnaast zijn in dit type heischraal grasland ook altijd soorten uit het kalkgrasland aanwezig, waaronder Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) (Swertz et al., 1996; Bobbink & Willems, 2001). De omvang en kwaliteit van het heischrale grasland in Zuid-Limburg is sinds 1950 sterk achteruit gegaan. Zo zijn bijvoorbeeld tien karakteristieke plantensoorten uit deze vegetatie (allemaal Rode lijstsoorten) vrijwel helemaal verdwenen uit de Zuid-Limburgse helling-schraallanden (foto 2) (Smits et al., 2006), ondanks de grote beheerinspanningen van de afgelopen 35 jaar.

In dit artikel wordt een overzicht gegeven van het onderzoek dat sinds 2005 in het kader van OBN is uitgevoerd naar de mechanismen die leiden tot de geconstateerde achteruitgang van de heischrale zone van de Zuid-Limburgse hellingen. Hiervoor is het onderzoek uitgebreid naar een groter deel van de habitatgebieden met aandacht voor de bodemchemie en nitraatvorming. Doel van dit onderzoek is om tot maatregelen te komen die tot instandhouding en zo mogelijk herstel van de heischrale vegetaties kan leiden.

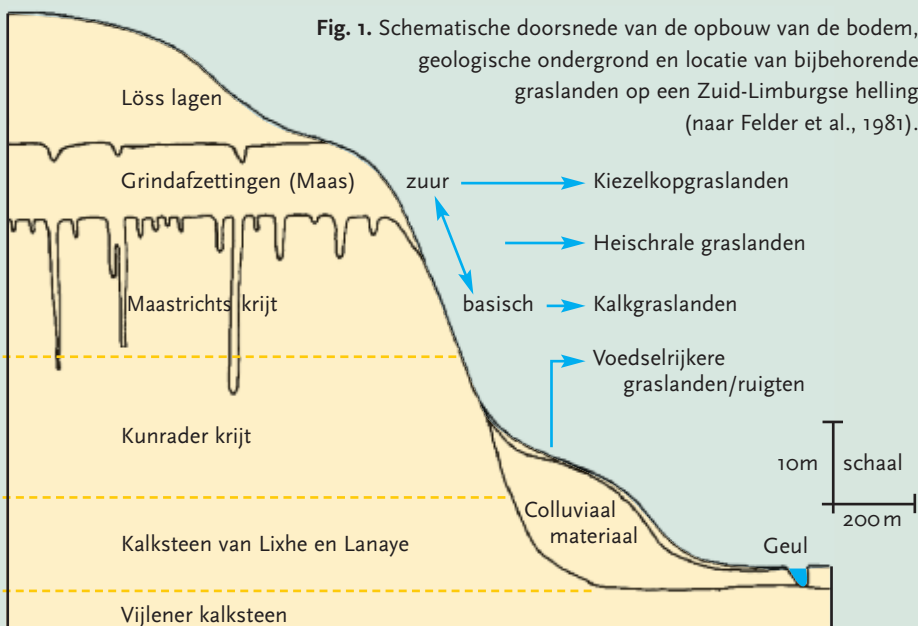


Fig. 1. Schematische doorsnede van de opbouw van de bodem, geologische ondergrond en locatie van bijbehorende graslanden op een Zuid-Limburgse helling (naar Felder et al., 1981).

Foto 2. Rozenkransje, tot eind jaren zeventig nog aanwezig op de Kunderberg (foto: J.H. Willems, genomen in 1979).





Foto 1. Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) op de Winkelberg (foto: N.A.C. Smits).

Bodemchemie

Om een completer beeld te krijgen van de abiotiek van de hellingschraallanden is, in aanvulling op de bodemchemische gegevens verkregen uit de eerste fase OBN (Smits et al., 2010a), de bodem van een aantal terreinen in 2010 en 2011 zowel in het voorjaar als in het najaar bemonsterd. Het betreft de volgende terreinen: Strooberg, Winkelberg, Hoefijzer, Koeberg, Berg-hofweide, Kannerhei en de Belgische Tien-deberg (van Noordwijk et al., 2013 voor locaties en uitgebreide meetgegevens). Vergelijkbaar met de methode uit de eerste fase van OBN werden bodemonsters (0-10 cm) verzameld over de gehele gradiënt, voor zover aanwezig, van kiezelkopgrasland, via de heischrale zone tot in het gedeelte met kalkgraslandvegetatie. Uit deze metingen blijkt dat de pH gemeten in het kiezelkopgrasland- en heischrale grasland deel van de helling gemiddeld 5,0 en 5,5 is. In de kalkgraslandzone is de pH beduidend hoger ($p < 0,001$, pH gemiddeld 7,5).

De concentratie uitwisselbare basische kationen gemeten in het kiezelkopdeel van de helling is laag (gemiddeld $9614 \mu\text{eq/l}$ bodem), en in het heischrale- en kalkgraslandgedeelte van de hellingen hoger (respectievelijk $16439 \mu\text{eq/l}$ bodem en $31483 \mu\text{eq/l}$ bodem).

De nitraatconcentratie is op alle hellingen laag, met concentraties lager dan $50 \mu\text{mol/l}$ bodem en verschilt niet tussen de verschillende vegetatiezones. In de ammoniumconcentraties is echter wel een duidelijke gradiënt zichtbaar, waarbij de concentraties in de kiezelkopgraslandzone (gemiddeld $358 \mu\text{mol/l}$ bodem) significant hoger ($p < 0,001$) zijn dan die gemeten in de heischrale zone (gemiddeld $206 \mu\text{mol/l}$ bodem) en de kalkgraslandzone (gemiddeld $92 \mu\text{mol/l}$ bodem) (fig. 2). Hierbij valt ook op dat de concentratie stikstof het hoogst is boven aan de helling, in

de kiezelkopgraslanden. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door inspoeling van stikstof vanuit het bovenliggende agrarisch gebruikte plateau. Verder valt op dat in een groot deel van de hier onderzochte locaties (65%) meer dan $200 \mu\text{mol}$ ammonium/kg bodem werd gemeten, en daarmee vallen deze binnen het bereik van aangetoonde negatieve effecten van ammonium elders in heischrale graslanden (o.a. Dorland et al., 2003; de Graaf et al., 1998). Daarnaast blijkt de ammonium/nitraat ratio in de heischrale zone van de helling significant ($p = 0,005$) hoger te zijn dan in de kalkgraslandzone (gemiddeld 7,3 in de kalkgraslandzone, 15 in het heischrale deel en 24 in de kiezelkopgraslanden).

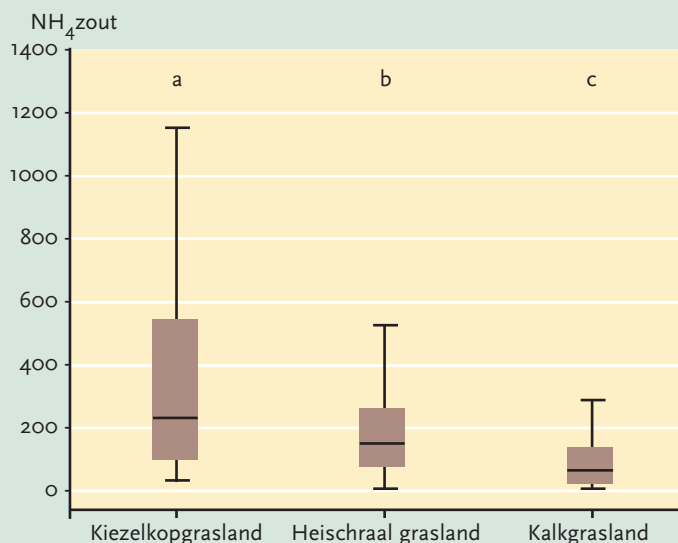


Fig. 2. De anorganische ammoniumconcentratie in de bodem ($\mu\text{mol NH}_4$ per l droge bodem) van de drie vegetatiezones van de Limburgse hellingschraallanden. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Uit onderzoek in heischraal grasland op de hogere zandgronden is gebleken dat (ophoping van) ammonium een negatieve invloed kan hebben op de doelsoorten kenmerkend voor heischrale graslanden, en bovendien tonen studies van Dorland et al. (2004) in heischraal grasland op de hogere zandgronden en Stienstra et al. (1994) in kalkgrasland aan dat nitrificatie een belangrijke rol kan spelen in deze milieus.

De concentratie voor plantenbeschikbaar fosfaat (Olsen-P) verschilt niet tussen de verschillende vegetatiezones op de helling en is over het algemeen laag met gemiddelde concentraties minder dan $300 \mu\text{mol/l}$ bodem, zoals gebruikelijk is in voedselarme graslanden (database Onderzoekcentrum B-WARE).

Remming nitrificatie in heischrale deel van de gradiënt

Uit de ammonium/nitraat ratio blijkt dat de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) in de heischrale zone van de hellingschraallanden mogelijk niet (voldoende) verloopt, waardoor teveel (schadelijk) ammonium aanwezig blijft in de bodem. Nitrificatie is een bacterieel proces waarbij ammonium in twee stappen geoxideerd wordt tot nitraat (de Boer & Kowalchuk, 2001). Dit proces wordt voornamelijk uitgevoerd door autotrofe, ammoniumoxiderende bacteriën. Wanneer deze microbiële omzetting van ammonium naar nitraat vrijwel niet plaats vindt, wordt ammonium de dominante vorm van stikstof voor de plantengroei. De bodem-pH in de heischrale zone, met waarden tussen de 4,8 en 6,0, is echter zeker niet te laag voor nitrificatie. Normaliter wordt de nitrificatiesnelheid pas sterk minder als de pH onder de 4,2 ligt (o.a. Ulrich, 1983; Bobbink & Lamers, 1999). Dit alles is verder extra van belang aangezien de gereduceerde vorm van stikstof (ammoniak of ammonium) al decennia lang de dominante vorm van stikstof is in de atmosferische depositie in Nederland.

Om te bepalen of er sprake is van een geremde nitrificatie zijn in de drie vegetatiezones in vier natuurreservaten (Bemelerberg, Hoefijzer, Zure Dries, Tiendeberg) bodemonsters van de bovenste 10 cm verzameld in winter/voorjaar 2005 en 2008.

Foto 3. Overzicht van het experiment in de kassen van de botanische tuin in Utrecht (foto's: N.A.C. Smits).

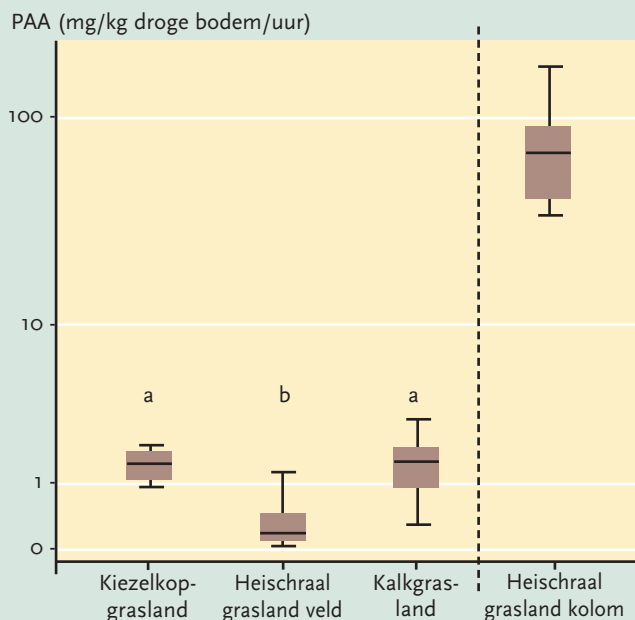


Fig. 3. De PAA (Potentiële ammoniumoxiderende activiteit) van de drie vegetatietypen (linker deel figuur). Rechts de PAA-metingen uit het kolom-experiment. De Y-as is logaritmisch en geeft de potentiële nitrificatiesnelheid weer in mg per kg bodem per uur. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Hetzelfde is gedaan in 2010 en 2011 in het heischrale deel van de hellingen van de Tiendeberg, Berghofweide, Hoefijzer, Winkelberg en Koeberg. De potentiële ammoniumoxiderende activiteit (PAA) is berekend door de toename van concentraties van NO_2^- plus NO_3^- in de tijd te bepalen met behulp van een lineaire regressie.

In de kiezelkopgraslanden werd een gemiddelde PAA van $1,26 \text{ mg/kg/uur}$ gemeten en in de kalkgraslandzone van $1,48 \text{ mg/kg/uur}$; dit in tegenstelling tot de heischrale zone waar een PAA van slechts $0,38 \text{ mg/kg bodem/uur}$ werd gemeten (Smits et al., 2010b; fig. 3). Van één terrein (Winkelberg) zijn in 2005 de aanwezige bacteriën in de bodem van de drie vegetatiezones met behulp van moleculaire technieken door

het NIOO geïdentificeerd om te zien of de geremde nitrificatie in PAA veroorzaakt werd door verschillende groepen van nitrificerende bacteriën. Hieruit blijkt dat in alle drie vegetatiezones de gevonden bacteriën tot dezelfde *Nitrospira* groep behoorden (Smits et al., 2010a). Met andere woorden: de gevonden verschillen in bacteriële nitrificatie-activiteit kunnen hoogstwaarschijnlijk niet worden verklaard door verschillen in samenstelling tussen de aanwezige populaties bacteriën.

Invloed van vegetatie op remming nitrificatie

Om te onderzoeken in hoeverre de aanwezigheid van vegetatie van invloed kan zijn op de nitrificatieactiviteit van de bodem, is er in de winter 2007/2008 een vier maanden



durend kasexperiment uitgevoerd (foto 3). Er zijn hiervoor karakteristieke plantensoorten van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit zaad opgekweekt in oktober 2007. De gebruikte heischrale soorten zijn Schermhavikskruid (*Hieracium umbellatum*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Betonie (*Stachys officinalis*) en Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) en de kalkgraslandsoorten Ruige leeuwentand (*Leontodon hispidus*), Bevertjes (*Briza media*), Grote tijm (*Thymus pulegioides*) en Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*). Bij de selectie is geprobeerd voor beide bodemsoorten zoveel mogelijk dezelfde families te gebruiken. In beide groepen zitten vertegenwoordigers van de Asteraceae, Poaceae en Lamiaceae. Alleen de families van de vierde soort zijn verschillend: Blauwe knoop behoort tot de Caprifoliaceae, terwijl Kleine pimpernel tot de Rosaceae behoort. Vervolgens is eind oktober 2007 grond verzameld onder heischrale vegetatie en kalkgraslandvegetatie van de Bemelerberg. De jonge zaailingen zijn uitgeplant (4 per pot) in zowel heischrale grond (n=4) als kalkgraslandgrond (n=5). Daarnaast zijn voor elk bodemtype ook vijf blanco's meegenomen (bodem zonder planten). De nitrificatieactiviteit is gemeten (conform de PAA methode) zowel aan het begin als aan het einde van het experiment.

Al na vier maanden bleken de soorten van het heischrale grasland in kalkgraslandgrond een negatief effect te hebben op de nitrificatieactiviteit vergeleken met de kalksoorten en de blanco's (fig. 4).

Dit betekent dat de vegetatie de nitrificatie in het heischrale deel van de hellingen negatief beïnvloedt. Waarschijnlijk gebeurt dit door afgifte van nitrificatiereemmende stoffen door de plantenwortels (Smits et al., 2010b). Op basis van PAA metingen en bodemchemische metingen uit het najaar van 2010 en voorjaar 2011 zijn twee locaties gekozen waar de nitrificatie duidelijk geremd was, namelijk het heischrale deel van de Koeberg en de Tiendeberg. Vervolgens zijn op deze twee locaties ieder 20 bodemkernen verzameld. Eerst werd de vegetatie verwijderd door ondiep te plaggen (circa 5 cm). De kernen, bestaande uit een PVC-ring van 16 cm hoog en een diameter van 16 cm, zijn vervolgens in de grond geslagen.

De bodemkolommen zijn in een donkere klimaatkamer geplaatst bij 20°C, in bakken met een gaasbodem. Op deze manier is voorkomen dat de bodemkolommen te nat werden. Vervolgens is gedurende zeven weken ammonium toegevoegd (overeenkomstig de hoeveelheid NH₄ in regenwater in Zuid-Limburg) om een tekort daaraan te voorkomen. Het porievocht werd maandelijks bemonsterd tot maart 2012. Aan het eind van de proef zijn de bodemkolommen geanalyseerd met de PAA-methode.

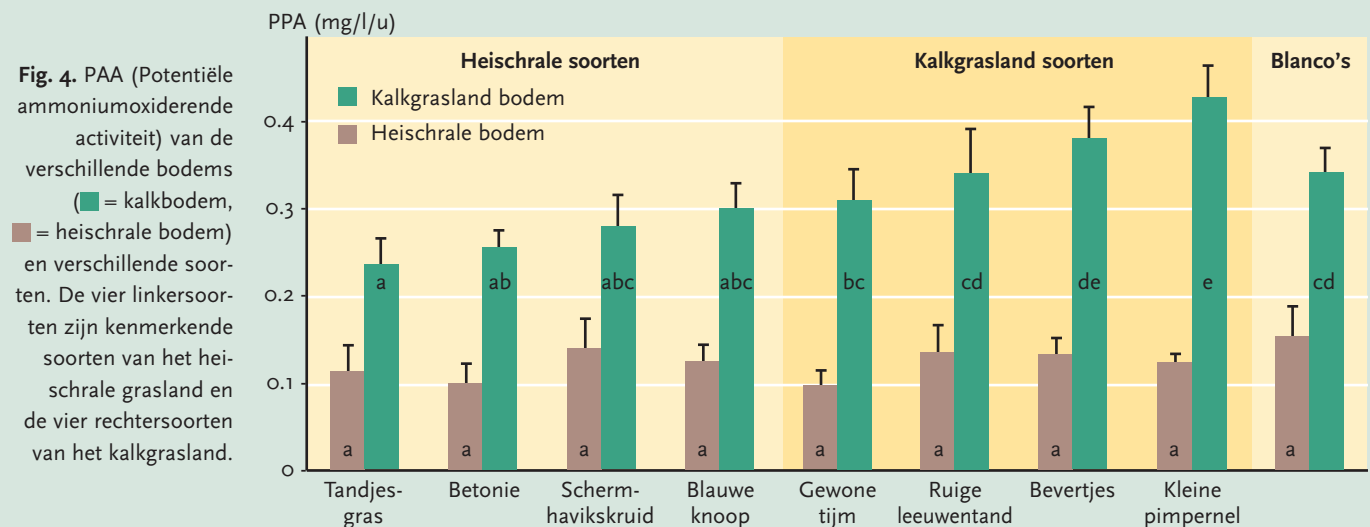
Uit dit experiment komt duidelijk naar voren dat de nitrificatie in de kernen zonder vegetatie niet geremd werd. Tijdens de proef is stikstof in de vorm van ammonium opgebracht, maar in het porievocht en in het water dat onder uit de kernen lekte zijn hoge concentraties nitraat gemeten. Het

opgebrachte ammonium is in de kolommen omgezet in nitraat. Uit de PAA-metingen aan het eind van de proef is gebleken dat de nitrificatie in de kolommen niet of nauwelijks geremd werd, in vergelijking met de metingen uitgevoerd op bodems die direct daarvoor uit het veld verzameld werden (fig. 3). In de kolommen die lange tijd zonder vegetatie en onder constante optimale condities voor bacteriegroei zijn behandeld, werd een PAA-snelheid van gemiddeld 68 mg NO₃+NO₂ per kg bodem/uur gemeten in de kolommen afkomstig van de Koeberg en 76 mg/kg bodem/uur in de kolommen afkomstig van de Tiendeberg. In de metingen van de bodem in veldsituatie was dit respectievelijk 1,2 en 0,18 mg/kg bodem/uur. Het verwijderen van de vegetatie heeft geleid tot een zeer sterke toename van de potentiële nitrificatiesnelheid. De voor een goede nitrificatie benodigde bodemorganismen zijn dus wel in de bodem van de Koeberg en Tiendeberg aanwezig, maar in de veldsituatie niet of nauwelijks actief.

Discussie

Uit de gegevens over de bodemchemie van de hellingen blijkt dat de concentratie ammonium en de ammonium/nitraat-ratio hoog zijn in de heischrale zone in vergelijking met het kalkgraslanddeel van de hellingen. Hoge ammoniumconcentraties zijn toxisch voor veel kenmerkende heischrale graslandsoorten die nu op de Rode Lijst staan. Ook uit experimenteel onderzoek in vergelijkbare systemen is bekend dat een hoge ammoniumconcentratie de kieming en vestiging van kenmerkende soorten kan remmen (Dorland et al., 2003; de Graaf et al., 1998). De ophoping van ammonium in de bodem wordt waarschijnlijk veroorzaakt door remming van de nitrificatie. Uit het onderzoek blijkt dat een te lage bodem-pH of de afwezigheid van nitrificerende bacteriën hier geen verklaring voor geeft. Uit het pot-experiment blijkt dat de vegetatie hierbij een grote rol speelt, terwijl uit het bodemkolom-experiment blijkt dat het verwijderen van de vegetatie tot een enorme toename in nitrificatiesnelheid leidt. Deze resultaten vormen een sterke aanwijzing dat de voor nitrificatie benodigde micro-organismen wel in de bodem aanwezig zijn, maar dat hun activiteit wordt geremd door de vegetatie. Voor diverse grassoorten was dit al bekend (o.a. Subbarao et al., 2006). Dit verklaart ook waarom proeven met het enten van heischrale bodems om de nitrificatie op gang





te brengen in het veld en kolommen niet tot resultaat hebben geleid (van Noordwijk et al., 2013).

In het verleden (rond 1920) was de gemiddelde stikstofdepositie in Nederland lager dan 5 kg N/ha/jaar (de Haan et al., 2008). In deze situatie was stikstof in onbemeste graslanden schaars, waarbij het remmen van de nitrificatie een voordeel opleverde. Ammonium spoelt namelijk veel moeilijker uit dan het mobiele nitraat. Mogelijk ligt hier de oorsprong van het remmen van de nitrificatie door de heischrale graslandsoorten op de Limburgse hellingen. Helaas hebben de Limburgse hellingsgraallanden al decennia lang te kampen met een (te) hoge stikstofdepositie, oplopend tot waarden van 30-40 kg N/ha/jaar in de jaren '90 van de vorige eeuw (de Haan et al., 2008), en met huidige waarden in de Zuid-Limburgse hellingsgraallanden variërend tussen de 17 en 20 kg N/ha/jaar (depositiekaarten PBL 2014). Onder deze condities zorgt het remmen van de nitrificatie voor een ophoping van ammonium in de bodem, met potentieel negatieve gevolgen voor de vegetatie (Bobbink & Lamers, 1999).

Mogelijke maatregelen

De uiteindelijke oplossing voor het stoppen van de achteruitgang van de soorten op heischrale hellingen en het verhogen van de kans op herstel is het verminderen van de stikstofdepositie tot onder de kritische depositiewaarde voor heischrale graslanden van 12 kg N/ha/jaar (van Dobben et al., 2012). Echter, het in de bodem opgehoopte ammonium blijft dan nog aanwezig, waardoor het het verlagen van de depositie niet voldoende is voor het stoppen van de achteruitgang.

De achteruitgang van de kwaliteit van de heischrale hellingen vraagt daarom ook om extra maatregelen op de korte termijn. Hier toe is een kleinschalig aanvullend experiment uitgevoerd op de Koeberg en Winkelberg, waarbij de bodem ondiep (4-6 cm van de top laag) is afgeschraapt. Met het ondiep afschrapen wordt de grootste voorraad ammonium uit de bodem verwijderd, en wordt tegelijkertijd een nieuw kiem- en vestigingsbed gecreëerd voor van de hellingen verdwenen doelsoorten. De eerste resultaten laten zien dat de nitraatconcentraties in de bodem van beide hellingen aanzienlijk toenemen en dat een heischrale testsoort (Valkruid) kan kiemen en zich – althans op korte termijn – vestigen. Het is echter nog niet duidelijk hoe lang deze effecten zichtbaar blijven.

Wanneer de abiotiek op orde is, kan op de kale grond vers maaisel van goed ontwikkelde doelvegetatie worden opgebracht. De kans is dan groot dat de eerder verdwenen soorten zich op deze nieuwe, geschikte locaties, kunnen vestigen. Uiteraard is het hierbij noodzakelijk dat de doelsoorten zich in het maaisel bevinden, eventueel aangevuld met zaden van reeds verdwenen of zeer zeldzame soorten. Uit een grootschalig experiment op de Verlengde Winkelberg, weliswaar op loess-leem, is gebleken dat het herstel van de bodemchemie, gecombineerd met het inbrengen van doelsoorten, tot groot succes kan leiden, ook voor heischrale graslandsoorten (van Noordwijk et al., 2013).

Wanneer blijkt dat deze maatregel ook effectief is voor het herstel van de heischrale zone van de hellingsgraallanden, kan deze maatregel kleinschalig worden toegepast op gedegradeerde delen van het

heischrale grasland (dus zonder doelsoorten). Zo kan ervoor gezorgd worden dat de nog aanwezige kwetsbare heischrale soorten niet van de hellingen verdwijnen, maar dat de aanwezige populaties juist worden versterkt. Deze maatregel kan als overbrugging dienen tussen de tijd die het kost om de N-depositie te verlagen en de huidige situatie waarbij de heischrale zone van een deel van de hellingsgraallanden door de verstoorde N-huishouding in gedegradeerde toestand blijft.

De verwachting is dat de heischrale graslanden weer in oude glorie hersteld kunnen worden door gerichte inzet van zowel brongerichte maatregelen als het éénmalig afschrapen van de oude stikstofvoorraad in de bodem, gecombineerd met het toevoegen van de gewenste soorten.

Literatuur

- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999.** Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapportnr. TCB R13(1999), Den Haag.
- Bobbink, R. & J.H. Willems, 2001.** Preadvies kalkgraslanden. Rapport OBN-16. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Boer, W. de & G.A. Kowalchuk, 2001.** Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 853-866.
- Dobben, H.F. van, R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg, 2012.** Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitat-typen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397. Alterra, Wageningen.
- Dorland, E., R. Bobbink, J.H. Messelink & J.T.A. Verhoeven, 2003.** Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of applied ecology* 40 (5): 804-814.

Dorland, E., L.J.L. van den Berg, A.J. van den Berg, M.L. Vermeer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink, 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267-277.

Felder, W.M., P.W. Bosch & O.S. Kuijl, 1981. De geologie van het Gerendal en omgeving. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 30: 1-2.

Graaf, M.C.C. de, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & J.M. Verbeek, 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.

Haan, B.J. de, J. Kros, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, W. de Vries & H. Noordijk, 2008. Ammoniak in Nederland. PBL-publicatie 500125003. Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Bilthoven.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée, 2003. Europese Natuur in Nederland. Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Noordwijk, C.G.E. van, M.J. Weijters, N.A.C. Smits, R. Bobbink, A.T. Kuiters, E. Verbaarschot, R. Versluijs, J. Kuper, W. Floor-Zwart, H.P.J. Huiskes, E. Remke & H. Siepel, 2013. Uitbreiding en herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallanden, Eindrapport 2e fase O+BN onderzoek. Rapportnr. 2013/OBN177-HE. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken.

Smits, N.A.C., T. van Noordwijk, H.P.J. Huiskes, R. Bobbink, H. Esselink, L. Kuiters, J.H.J. Schaminée, H. Siepel & J.H. Willems, 2006. Herstel van hellingschraallanden in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 95(8): 181-185.

Smits, N.A.C., R. Bobbink, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée, 2009. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. OBN rapport DKI 2009/dk118-O.

Smits, N.A.C., M.M. Hefting, M. Kamst-van Agterveld, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & R. Bobbink, 2010a. Nitrification along a grassland gradient: inhibition found in matgrass swards. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 635-641.

Smits, N.A.C., R. Bobbink, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & M.M. Hefting, 2010b. Repression of potential nitrification activities by matgrass sward species. *Plant & Soil* 337: 435-445.

Stienstra, A.W., P. Klein Gunnewiek & H.J. Laanbroek, 1994. Repression of nitrification in soils under a climax grassland vegetation. *FEMS Microbiol. Ecol.* 14: 45-52.

Subbarao, G.V., T. Ishikawa, O. Ito, K. Nakahara, H.Y. Wang & W.L. Berry, 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released

from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil* 288: 101-112.

Swertz, C.A., J.H.J. Schaminée & E. Dijk, 1996. De vegetatie van Nederland Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en heiden. Hoofdstuk 19. Nardetea. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Ulrich, B., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. & S. Pankrath (eds). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Reisel Publishing Company.

Summary

The restoration of matgrass sward-vegetation in Southern Limburg (The Netherlands)

The biodiversity of calcareous grasslands and matgrass swards on hillsides in Southern Limburg is still declining, despite the great commitment of the local site-managers and long-term research input. Both communities are Natura-2000 habitat types for which The Netherlands has a European conservation responsibility. Both grassland types are part of a gradient in soil pH, with low pH at the top and high pH at the bottom of the slope. This gradient in pH results in different grassland types along the slope, with acid grassland at the top, matgrass sward in the middle part and calcareous grassland at the bottom of the slope. This article summarizes the research conducted from 2005-2013 to identify the cause of the deterioration of the matgrass sward parts of these unique slopes, funded by the Dutch national research programme on restoration (OBN). The soil of the matgrass vegetation had significantly higher ammonium concentrations and a higher ammonium to nitrate ratio, compared to the calcareous grassland vegetation. This might be one of the major causes of the still declining species richness of these sites. By measuring the PAA (potential ammonium oxidizing activity) it was clearly shown that the nitrification in the matgrass swards was hampered compared to both the acid and calcareous parts of the hilly gradient. Study of the DNA of the soil bacteria showed that there was no difference in bacterial composition over the gradient with the three vegetation types. The hampered nitrification rates in the matgrass swards were thus not caused by the absence of typical nitrifying bacteria. In addition, the soil pH was much too high, between 4.8-6.0, to be the cause of the reduced rate of nitrification. In order to study the potential effect of the vegetation, a greenhouse experiment was conducted in which characteristic plant species of the matgrass vegetation and of

calcareous grassland both were grown at soil sampled from underneath matgrass sward and calcareous grassland. The PAA indicated that the plant species of matgrass swards hampered the nitrification process. In a climate chamber study with intact soil cores it was clearly shown that the soil pore-water showed high concentrations of nitrate while only ammonium was added in the artificial rain, and the PAA measured at the end of the experiment showed much higher nitrification-rates than measured at the same sites in field conditions. This experiment showed that after removal of the matgrass-sward vegetation a strong increase in nitrification activity occurred.

The hampering of the nitrification rate by the matgrass vegetation could be considered as an advantage for these plants under N-poor conditions by preventing the transition of ammonium to nitrate, and thus reducing the leaching of mobile nitrate. However, the slopes in Southern Limburg are currently coping with high atmospheric inputs of N, especially in its reduced form (NH₃). This high N deposition, combined with hampered nitrification caused by the vegetation itself, have led to an accumulation of ammonium and a high ammonium to nitrate ratio in the soil of the matgrass vegetation. Two things are crucial for the restoration of these unique slopes, namely the reduction of the atmospheric N inputs and the removal of the accumulated ammonium. To reach the latter, it is a possibility to remove ca. 5 cm of topsoil – with vegetation – at strongly degraded sites. After restoring the abiotic conditions, green hay from an intact species-rich donor-site should be added and also disappeared species can be reintroduced as seeds. Small-scale field experiments are being conducted at this moment to test this method.

M.J. Weijters

Onderzoekcentrum B-WARE,
Radboud Universiteit Nijmegen,
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen
m.weijters@b-ware.eu

N.A.C. Smits

Alterra Wageningen UR,
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
nina.smits@wur.nl

R. Bobbink

Onderzoekcentrum B-WARE,
Radboud Universiteit Nijmegen,
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen
r.bobbink@b-ware.eu

Herstel van de rijke fauna van Limburgse kalkgraslanden

Marijn Nijssen & Toos van Noordwijk



Kalkgraslanden zijn uitzonderlijk rijk aan insecten en andere ongewervelde dieren. Veel van deze soorten bereiken in het Zuid-Limburgse heuvelland de noordgrens van hun areaal en worden nergens anders in Nederland aangetroffen. De Limburgse kalkgraslanden zijn echter gevoelig voor stikstofdepositie en verwaarlozing en verzuurden in de loop van de vorige eeuw. Het herstelbeheer dat sinds de tachtiger jaren is ingezet, leidde tot een zichtbare verbetering van de vegetatie.

Terugkeer of toename van veel karakteristieke diersoorten bleef echter uit. Door goed te kijken naar de levenscyclus van karakteristieke insectensoorten valt te achterhalen wat de belangrijkste knelpunten zijn en met welke maatregelen die kunnen worden verholpen.

Randvoorwaarden voor een rijke fauna

De Limburgse kalkgraslanden staan bekend om hun zeer soortenrijke vegetatie met spectaculaire aantallen orchideeën. Maar deze graslanden herbergen ook veel karakteristieke loopkevers, slakken, mieren, spinnen, wantsen, sprinkhanen, vlinders en andere ongewervelden (onder andere Turin, 1983; van Swaay, 2002; Alexander, 2003; foto 1). De Zuid-Limburgse kalkgraslanden zijn van oudsher relatief klein, zeker in vergelijking met de uitgestrekte complexen in Engeland, Duitsland en België. Alleen op de steile hellingen van verschillende (droog)dalen komt kalk voldoende dicht aan het oppervlak voor het ontstaan van kalkminnende vegetaties.

Sturend voor de grote insectenrijkdom in kalkgraslanden zijn de unieke klimaat- en bodemcondities die op hun beurt worden beïnvloed door zowel het huidige beheer als de beheergeschiedenis van een terrein (Alexander, 2003). De bodem is hooguit enkele tientallen centimeters diep met daarin kleinere en grotere kalkfragmenten en een hoge pH van 7 tot 8. Door eeuwenlange begrazing en niet of nauwelijks bemesting zijn de bodems voedselarm en is de beschikbaarheid aan stikstof laag. De hoge pH en vrij voedselarme condities vormen een goede basis voor een hoge soortenrijkdom aan planten en grote hoeveelheden bloemen. Een open vegetatiestructuur waarborgt een hoge mate van zoninstraling en doordat kalkfragmenten en het onderliggende kalkplateau warmte en vocht goed vasthouden, heerst er een warm en droog microklimaat. De Zuid-Limburgse kalkgraslanden liggen bovendien in een gradiënt met bovenaan de helling heischrale zones – die een nog droger microklimaat kennen – en onderaan koelere ruige zones, wat de variatie in microhabitats verder versterkt. Het hoge voedselaanbod

voor herbivoren en bloembezoekers, de gevarieerde vegetatiestructuur en een warm, gevarieerd microklimaat vormen samen gunstige randvoorwaarden voor een rijke fauna.

Bedreigd habitat

Kalkgraslanden zijn een culturele erfenis van eeuwenlange begrazing op ontboste hellingen die te voedselarm of te steil waren om langdurig als landbouwgrond gebruikt te worden. In de loop van de vorige eeuw bleef slechts enkele tientallen hectare kalkgrasland gespaard, versnipperd over ongeveer 20 gebiedjes in het geïntensiverde cultuurland (Bobbink & Willems, 2001). Deze snippers zijn veelal kleiner dan 2 hectare en verzuurden door verwaarlozing en stikstofdepositie. Rond 1980 werd in diverse terreinen begrazing met mergellandschappen heringevoerd, voornamelijk in het najaar, om zeldzame planten voldoende tijd te geven om zaad te zetten. Resultaten van een systematisch onderzoek (in 1983 en 1984 in het

Foto 1. Karakteristieke diersoorten van kalkgraslanden: (1a) De Knautiabij (*Andrena hattorfiana*), (1b) het Kaasjeskruidikkopje (*Carcharodus alceae*) (foto's: Marijn Nijssen).

Natuurhistorisch Maandblad gepubliceerd als een reeks artikelen onder de titel 'De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden') gaven aan dat ook de fauna van kalkgraslanden in de knel zat en dat diverse karakteristieke soorten geheel waren verdwenen (Turin, 1983). Oorzaken voor de geconstateerde achteruitgang werden gezocht in de opgetreden veruiging, de versnipperde ligging van terreinen, maar ook in het tot dan toe uitgevoerde herstelbeheer (Mabelis & Turin, 1982; van der Made & Geraedts, 1982). Twintig jaar nadat in veel terreinen begrazingsbeheer weer was ingevoerd, bleek de vegetatiestructuur sterk verbeterd te zijn, maar zorgen over veel karakteristieke plant- en diersoorten bleven bestaan (Bobbink & Willems, 2001). In 2005 werd een grootschalig OBN onderzoek gestart om te achterhalen in welke mate herstel was opgetreden en welke knelpunten verder herstel in de weg staan (Smits et al., 2009a, 2009b; van Noordwijk, 2014). De soortenrijkdom aan mieren, loopkevers, snuitkevers en spinnen was in 2005 niet hoger dan in de jaren '80 (van Noordwijk, 2014) en uit gegevens van De Vlinderstichting bleek dat inmiddels van de karakteristieke kalkgraslandvlinders vrijwel alle populaties uit Zuid-Limburg waren verdwenen (Wallis de Vries et al., 2002). Blijkbaar ondervinden veel diersoorten nog altijd onoverkomelijke knelpunten gedurende hun levenscyclus. Maar wat zijn deze knelpunten? En wat kunnen we doen om deze op te lossen? Om hier grip op te krijgen, is de levenscyclus van een flink aantal insectengroepen onder de loep genomen (van Noordwijk et al., 2012, 2013; van Noordwijk, 2014). Het spiegelen van soorteigenschappen aan de omgevingscondities van kalkgraslanden levert veel kennis op over de manier waarop soorten hun omgeving gebruiken en geeft bijvoorbeeld inzicht in welk jaargetijde bepaalde omgevingscondities cruciaal zijn (kader 1). Dit is een belangrijke stap in het ontrefelen van de belangrijkste knelpunten en het formuleren van effectieve herstelmaatregelen.

Vlinders houden niet van biljardlakens

Uit analyses van de levenscyclus van dagvlindersoorten van kalkgraslanden blijkt dat de meeste karakteristieke soorten als rups of pop overwinteren. In het voorjaar hebben zij een warm microklimaat nodig voor ontwikkeling van de larven en in voorjaar en



Foto 2. Deze rupsen van de Veldparelmoervlinder hebben het gefaseerde graasbeheer én de winter overleefd en staan op het punt om het nest te verlaten (foto's: Marijn Nijssen).

zomer een ruim voedselaanbod voor zowel de volwassen vlinders (nectarplanten) als voor de rupsen (waardplanten). Deze condities worden met het huidige beheer behoorlijk goed gecreëerd. De zeer kort gegraasde terreinen bieden in de winter echter nauwelijks schuilmogelijkheden voor overwinterende rupsen en poppen die laag in de vegetatie zitten, zoals die van Veldparelmoervlinder (*Melitaea cinxia*), Kaasjeskruidkopje (*Carcharodus alceae*) en Dambordje (*Melanargia galathea*).

Dit mogelijke knelpunt is met een veldexperiment nader onderzocht. Daarbij bleek de overleving van overwinterende veldparelmoerrupsen (foto 2) in een Nederlands kalkgrasland met intensieve begrazing in het najaar 50% lager te liggen dan in een verge-

Kader 1. Analyse van levenscyclus en soorteigenschappen

Analyses van soorten en soortgroepen in het kader van natuurbeheer worden vaak gemaakt op basis van patronen. Indelingen in dier- of plantengemeenschappen, Ellenberggetallen en het bepalen van 'karakteristieke soorten' vinden plaats op basis van het regelmatig (samen) voorkomen van soorten onder bepaalde condities. Deze patroonanalyses geven grip op de grote diversiteit aan soorten, maar geen uitsluitsel over de achterliggende oorzaken die bepalen waarom de soorten deze verspreidingspatronen volgen. Analyse van de levenscyclus en soorteigenschappen geeft wel inzicht in hoe milieuv variabelen sturend werken op afzonderlijke soorten. Het in één keer kort maaien van een bloemrijk grasland zal bijvoorbeeld veel desastreuzer zijn voor een weinig

mobiele bloembezoekende bij dan voor een onder de grond levende loopkever die voor zijn voedsel afhankelijk is van regenwormen. Deze bij en loopkever leven in hetzelfde biotoop en zullen daardoor in klassieke classificaties vaak samen worden ingedeeld, hoewel ze heel verschillend reageren op bepaalde verstoringen. Er zijn eindeloos veel soorteigenschappen, maar analyse van een beperkt aantal eigenschappen kan al een aardig beeld geven van de gevoeligheid van soorten voor specifieke factoren. De belangrijkste eigenschappen zijn te verdelen in vier domeinen (Stearns, 1976): **reproductie** (aantal en grootte van nakomelingen, mate van broedzorg enz.), **ontwikkeling** (groeisnelheid, maximum leeftijd enz.), **dispersie** (vliegvermogen, duur van mobiele periode enz.) en **synchronisatie** (timing van levenscyclus ten opzichte van seizoenen).

Eigenschappen worden meestal als onafhankelijke variabelen gebruikt, wat het voorspellend vermogen van deze analyses sterk beperkt (Verberk et al., 2013). De reactie van een soort op veranderingen in zijn omgeving wordt immers bepaald door het gezamenlijk effect van verschillende eigenschappen. Hoe verstorend vlakdekkend maaibeheer is voor een foeragerende bij hangt bijvoorbeeld af van zowel vliegtijd (foerageert de soort op dat moment op bloemen of zit hij als eitje of larve onder de grond?) als van dispersievermogen en voedselvoorkeur (is de soort in staat alternatieve voedselbronnen te bereiken?). Analyses van samenhangende eigenschappen zijn niet eenvoudig, maar één oplossing is het analyseren van de levenscyclus van ei tot volwassen insect in relatie tot zijn omgeving (van Noordwijk, 2014).

lijkbaar terrein in België, waar in het najaar extensief wordt begraasd (van Noordwijk, 2014). Te intensieve herfstbegrazing blijkt dus desastreus voor de overwinterende rupsen van deze karakteristieke dagvlinder met hoogstwaarschijnlijk vergelijkbare gevolgen voor andere vlindersoorten die als rups of pop in de vegetatie overwinteren.

Kwetsbare koninginnen

Mieren hebben als soortgroep al een sterk aangepaste levenscyclus. Het leven in kolonies maakt dat ze buitengewoon goed in staat zijn hun omgeving te manipuleren. De temperatuur in het nest kan bij veel soorten nauwkeurig worden geregeld door eieren en larven verticaal te transporteren en voedsel kan uit de wijde omtrek worden aangevoerd. De meest kritieke fase in de levenscyclus van een mierenkolonie blijkt dan ook het stichten van nieuwe kolonies te zijn. Kalkgraslandmieren kunnen op basis van hun eigenschappen verdeeld worden in vier groepen, die respectievelijk gevoelig zijn voor veranderingen in microklimaat, voedselaanbod, terrein isolatie en competitie met andere miersoorten (van Noordwijk, 2014). Soorten waarvan koninginnen in hun eentje lopend voedsel moeten verzamelen om een nieuwe kolonie te starten (semi-clausale soorten) zijn gevoelig voor een beperkte voedselbeschikbaarheid. Soorten waarvan de koningin de eerste werksters uit eigen vetvoorraad voedt (claustrale soorten), maar waarvan die werksters wel vóór de winter volwassen moeten zijn, hebben maar een korte tijd om hun ontwikkeling te voltooien; zij zijn aangewezen op plekken met een warm microklimaat in zomer en nazomer. Versnippering en isolatie van terreinen is een probleem voor miersoorten die een nieuwe kolonie starten door een deel van een bestaand nest mee op sleeptouw te nemen (nestsplitters). De werksters kunnen immers niet vliegen, dus dispersie vindt alleen plaats over afstanden die te voet te bereiken zijn. Ook soorten die nesten van een specifieke gastheer binnen dringen (parasitaire

soorten) zijn gevoelig voor versnippering, aangezien zij zijn aangewezen op locaties met voldoende grote gastheerpopulaties. Hierdoor kunnen zij geen gebruik maken van kleine 'stepping stones' in het landschap. Tenslotte is er een groep van vrij algemene miersoorten die onder extreme klimaatcondities de sterke concurrentie met gespecialiseerde soorten niet aan kan.

Analyse van het voorkomen van deze vier groepen miersoorten in de Nederlandse kalkgraslanden liet zien dat de warmtegevoelige en versnipperingsgevoelige soorten in de Nederlandse kalkgraslanden significant minder voorkomen dan in referentieterreinen in België en Duitsland. Juist tot deze groepen behoren veel karakteristieke soorten voor kalkgraslanden, zoals de Mergelmier (*Lasius alienus*) en het Mergeldraaigatje (*Tapinoma erraticum*). Voor karakteristieke miersoorten is dus zowel een vergroting van het areaal als een warmer microklimaat in zomer en najaar van belang. Dat laatste kan bereikt worden door meer te begrazen in voorjaar en zomer en zo een opener en lagere vegetatiestructuur in het najaar te creëren die meer warmte doorlaat (van Noordwijk, 2014).

Vliegend op zoek naar voedsel

Analyse van de levenscyclus van loopkevers bracht nog een ander knelpunt aan het licht, namelijk de beperkte grootte van de resterende Zuid-Limburgse kalkgraslanden. Onder loopkevers komen zowel carnivore als herbivore soorten voor, waarbij vooral de carnivore soorten sterk verschillen in grootte en vliegvermogen. Voor fytofage soorten is het voedselaanbod in kalkgraslanden relatief constant, maar hoger in de voedselketen treden grote fluctuaties in voedselaanbod op (Holt et al., 1999). Dit leidt tot kleinere en instabieler populaties en daarmee vaker tot lokaal uitsterven wanneer terreinen klein zijn. Een analyse van 58 kalkgraslanden in Nederland, België, Duitsland en Engeland laat zien dat het aantal soorten carnivore karakteristieke kalkgraslandloopkevers significant toeneemt bij toenemende terreingrootte (van Noordwijk, 2014).

Kader 2. Knelpunten voor fauna in kalkgraslanden

Op basis van de analyses van levenscycli en soorteigenschappen van vlinders, mieren, loopkevers en diverse andere soortgroepen (Smits et al., 2009b; van Noordwijk et al., 2012; van Noordwijk, 2014) blijken dit de vier belangrijkste knelpunten voor ongewervelden in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden:

1) Versnippering en isolatie van terreinen

De geringe oppervlaktes van de huidige terreinen bieden slechts plek voor kleine populaties die gevoelig zijn voor lokaal uitsterven. Zelfs de grootste Zuid-Limburgse kalkgraslanden (circa 5 ha.) blijken te klein voor stabiele populaties van enkele karakteristieke carnivore loopkeversoorten. Kleine kalkgraslanden bieden bovendien vaak minder landschappelijke variatie dan grote terreinen, wat minder uitwijkmogelijkheden creëert voor het ontwijken van (tijdelijke) ongunstige omstandigheden. De hoge mate van isolatie van terreinen staat herkolonisatie door karakteristieke soorten in de weg. Voor weinig

mobiele soorten lijkt uitwisseling tussen terreinen onmogelijk en zelfs veel goed vliegende soorten blijken nauwelijks nieuwe terreinen te koloniseren.

2) Stikstof-depositie met effecten op vegetatiestructuur en graasintensiteit

Door de aanvoer van stikstof uit de lucht – en deels als erfenis van verwaarlozing in het verleden – groeit de vegetatie van kalkgrasland veel sneller en treedt er sterke vergrassing op. Dit leidt tot een afname van de zoninstraling en daarmee tot een koeler en vochtiger microklimaat. Ook verdwijnen karakteristieke plantensoorten waarvan specifieke kalkgrasland insecten afhankelijk zijn. Om de effecten van stikstofdepositie te mitigeren is een intensief beheer nodig, wat echter kan leiden tot vermindering van de variatie in vegetatiestructuur of tot directe negatieve effecten op de fauna, zoals vraat en vertrapping.

3) Intensiteit en timing van beheer in relatie tot levenscyclus

Doordat beheermaatregelen vaak integraal

worden uitgevoerd vanwege het geringe oppervlak van terreinen (zie punt 1) en vaak intensief moeten worden uitgevoerd om voldoende biomassa af te voeren (zie punt 2), ondervinden diergroepen een zeer abrupte invloed op hun levenscyclus. De timing van dit beheer in relatie tot het verloop van de levenscyclus bepaalt welke soorten hier last van ondervinden. Aangezien veel insectensoorten in najaar en winter als weinig mobiele larven in de vegetatie schuilgaan, is intensief beheer vooral in deze periode veelal desastreus. In de zomer, wanneer veel soorten mobieler zijn, kunnen zij ongunstige omstandigheden beter ontwijken, mits beheer gefaseerd wordt uitgevoerd.

4) Klimaatverandering

Grotere fluctuaties in weersomstandigheden – temperatuur en geconcentreerde regenval – zorgen voor grotere fluctuaties in populatiedynamiek van ongewervelde diersoorten. In combinatie met bovenstaande factoren vergroot klimaatverandering de kans op het (lokaal) uitsterven van soorten.



Dit effect bleek het sterkst voor soorten met een beperkt vliegvermogen. Het voedseltype bepaalt dus hoe gevoelig soorten zijn voor lokaal uitsterven in kleine terreinen, waarna het vliegvermogen bepaalt hoe gemakkelijk soorten een klein terrein weer kunnen herkoloniseren. Carnivore, slecht vliegende soorten bleken nauwelijks voor te komen in terreinen van minder dan 5 ha. Alle Zuid-Limburgse kalkgraslanden zijn daarmee eigenlijk te klein voor stabiele populaties van deze groep soorten.

Puzzelstukjes vallen op hun plaats

Analyses per soortgroep, zoals hierboven beschreven voor vlinders, mieren en loopkevers, brengen specifieke knelpunten aan het licht. Hoewel elke groep of zelfs elke soort zijn eigen eisen stelt aan het terrein betekent dit niet dat voor elke groep ander beheer nodig is. In tegendeel, analyse van de knelpunten voor vlinders, mieren, loopkevers en diverse andere groepen (Smits et al., 2009b; van Noordwijk et al., 2012; van Noordwijk, 2014) levert een coherent beeld op met vier belangrijke knelpunten (kader 2). Hoe meer soortgroepen onderzocht worden, hoe nauwkeuriger we begrijpen wat de exacte knelpunten zijn en hoe het beheer kan worden aangepast. Onderzoek naar alle ongewervelden is niet haalbaar, maar door het samenvoegen van resultaten van groepen die sterk verschillen in levenscyclus en wijze van terreingebruik (levend onder de grond versus tussen de vegetatie, variërend in trofisch niveau, vliegvermogen en levensduur enz.) worden in ieder geval de belangrijkste knelpunten blootgelegd. Doordat deze analyse direct inzicht biedt in de onderliggende mechanismen is het mogelijk beheermaatregelen te formuleren die verschillende knelpunten tegelijk oplost. De knelpunten versnippering, stikstofdepositie, timing en intensiteit van beheer en klimaatverandering kunnen naar verwachting worden aangepakt door uitbreiding en verbinding van het areaal kalkgrasland, terugdringing van de stikstofdepositie en het faseren van het beheer naar verschillende momenten in het jaar.

Foto 3. Door fasering in begrazingsbeheer op de Winkelberg is er in de nazomer veel bloemaanbod in het vlak wat begin juni is begraasd, terwijl de kruiden in de andere vlakken al zijn uitgebloeid of afgegrasd door schapen (foto: Marijn Nijssen).

Mogelijkheden voor herstel

Uitbreiding van het oppervlak kalkgrasland en het verbinden van terreinen is uiteraard de meest doelmatige oplossing voor knelpunten die samenhangen met versnippering en isolatie. Grotere terreinen kunnen grotere en stabilere populaties van planten en dieren herbergen en bieden meer ruimte voor variatie in microklimaat en vegetatiestructuur. Dit biedt onder meer bescherming tegen extreme weersomstandigheden (van Noordwijk, 2014), die door klimaatverandering met grotere regelmaat zullen optreden. De laatste jaren zijn goede ervaringen opgedaan met herstel van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond nabij Bemelen door middel van ontgronden in combinatie met het opbrengen van soortenrijk maaisel (van Noordwijk et al., 2013; van Noordwijk et al., 2015). Ook in de ENCI-groeve op de Sint Pietersberg wordt op deze manier de komende jaren zes hectare kalkgrasland aangelegd.

Een deel van de blootgelegde knelpunten kan naar verwachting worden opgelost door het beheer niet alleen in het najaar, maar ook deels in de zomer uit te voeren en het daarmee beter te spreiden in ruimte en tijd. Meer beheer in de zomer en minder intensieve begrazing in de winter kan zorgen voor zowel een gunstiger microklimaat voor mieren in de zomer als voor lagere sterfte onder overwinterende rupsen. Door niet een heel terrein tegelijk aan te pakken, maar de begrazing te faseren, is er continu voldoende voedsel beschikbaar voor bloembezoekers en andere plantenetende insecten en krijgen planten voldoende gelegenheid om zaad te zetten (foto 3).



Foto 4. De Wrakelberg is één van de grootste kalkgraslanden van Zuid-Limburg. De afgelopen jaren is hier een experiment uitgevoerd met gefaseerde begrazing met mergellandschappen (foto: Marijn Nijssen).

Om te kijken of een gefaseerd beheerregime met hogere graasdruk in voorjaar en zomer en minder intensieve begrazing in het najaar gunstig uitpakt voor zowel flora als fauna, wordt op dit moment een beheerexperiment uitgevoerd in vier kalkgraslanden: de Winkelberg (Stichting het Limburgs Landschap), het Popelmondedal (Natuurmonumenten), de Wrakelberg (foto 4) en de Laamhei (beide Staatsbosbeheer).

In dit experiment wordt telkens een deel van het kalkgrasland op de reguliere manier in één keer in het najaar begraaasd of gemaaid. Het andere deel van het terrein wordt jaarlijks deels in juni, deels in augustus en deels in september begraaasd. Doel van dit onderzoek is vast te stellen of de drie gefaseerde terreindelen samen een grotere biodiversiteit herbergen dan het deel wat regulier wordt beheerd en om inzicht te krijgen in het effect van de timing van het beheer op specifieke plant- en diersoorten. Hierbij wordt gekeken naar de soortensamenstelling van vegetatie, mieren, loopkevers, wantsen, bloemzoekers en loopkevers en wordt het bloemaanbod en de zaadzetting van plantensoorten gevolgd. Ook wordt onderzocht of de fasering een grotere variatie in microklimaat oplevert en wordt gemeten hoeveel nutriënten (stikstof en fosfaat) met dit gefaseerde beheer worden afgevoerd. Zeker in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) is deze laatste vraag van belang. Zowel het vroeger in het seizoen begrazen van de grassen – op het moment dat er nog geen voedingsstoffen in de wortels zijn teruggetrokken – als het feit dat de schapen elke avond uit het terrein worden gehaald, kan leiden tot een snellere afvoer van voedingsstoffen uit het systeem. Tenslotte houden de beheerders bij in hoeverre dit beheerregime extra kosten met zich mee brengt.

Conclusie

Het kalkgrasland fauna onderzoek van de afgelopen tien jaar heeft geleid tot verregaand inzicht in de oorzaken van achteruitgang van een groot aantal insectengroepen. Het is duidelijk geworden dat herstel van populaties karakteristieke soorten vaak wordt belemmerd door specifieke knelpunten in hun levenscyclus. Om deze knelpunten op te lossen, is een beheer gericht op herstel van de vegetatie meestal niet voldoende (van Noordwijk, 2014; van Klink et al., 2015). Toch is niet voor elke diergroep een afzonderlijk beheerregime nodig. De specifieke informatie over knelpunten die naar voren komt uit analyse van de levenscyclus en soorteigenschappen, maakt het juist mogelijk een praktisch beheerregime te formuleren dat voor een breed scala aan soorten positief zou moeten uitpakken. Uitbreiding van het areaal kalkgrasland lijkt goed mogelijk op voormalige landbouwgrond. Daarnaast wordt een verschuiving van het beheertijdstip in combinatie met grotere fasering van het beheer momenteel op praktijkschaal getoetst. Met deze maatregelen zijn er goede vooruitzichten voor de karakteristieke Zuid-Limburgse kalkgraslandfauna, zeker wanneer de stikstofdepositie verder kan worden teruggedrongen.

Literatuur

- Alexander, K.N.A., 2003.** A review of the invertebrates associated with lowland calcareous grassland. English Nature Research Reports, Number 512. English Nature, Peterborough UK.
- Bobbink, R. & J. Willems, 2001.** Preadvies kalkgraslanden. Rapport OBN-16 Ede/Wageningen.
- Holt, R.D., J.H. Lawton, G.A. Polis & N.D. Martinez, 1999.** Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* 80: 1495-1504.
- Klink, R. van, F. van der Plas, C.G.E. van Noordwijk, M.F. Wallis de Vries & H. Olff, 2015.** Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological reviews* 90(2): 347-366.
- Mabelis, A.A. & H. Turin, 1982.** De invertebratenfauna van de Zuid-limburgse kalkgraslanden. *Beheer. Natuurhistorisch Maandblad* 71 (12): 199-206.



Made, J. G. van der & W.H.J.M. Geraedts, 1982. "Dagvlinders, Dag Vlinders?". *Natuurbehoud*.

Noordwijk, C.G.E. van, 2014. Through arthropod eyes. Gaining mechanistic understanding of calcareous grassland diversity. Thesis Radboud University Nijmegen & University of Gent.

Noordwijk, C.G.E. van, J.T. Kuper, W. Floor-Zwart, K. Alders, H. Turin, T. Heijerman, B. Aukema & H. Siepel, 2012. Knelpunten voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen in hellingschraallanden. Rapport nr. 2012/OBN162-HE, Den Haag.

Noordwijk, C.G.E. van, M.J. Weijters, N.A.C. Smits, R. Bobbink, A.T. Kuiters, E. Verbaarschot, R. Versluijs, J. Kuper, W. Floor-Zwart, H.P.J. Huiskes, E. Remke & H. Siepel, 2013. Uitbreiding en herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallanden Eindrapportage 2e fase O+BN onderzoek. Rapport nr. 2013/OBN177-HE, Den Haag.

Noordwijk, C.G.E. van, M.J. Weijters, N.A.C. Smits & R. Bobbink, 2015. Herstel van flora en fauna van hellingschraallanden op voormalige landbouwgronden. Resultaten van 5 jaar onderzoek. *Natuurhistorisch Maandblad* 104(8): 137-144.

Smits, N., R. Bobbink, L. Kuiters, T. van Noordwijk, J. Schaminée & W. Verberk, 2009a. Sleutelfactoren en toekomstperspectief voor herstel van het Limburgse heuvelland. *De Levende Natuur* 110(3): 111-115.

Smits, N., T. van Noordwijk, R. Bobbink, H. Esselink, R. Huiskes, L. Kuiters, W. Ozinga, J. Schaminée, H. Siepel, W. Verberk & J. Willems, 2009b. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Rapport DKI nr. 2009/dk118-O, Ede.

Stearns, S.C., 1976. Life-history tactics: A review of the ideas. *The Quarterly Review of Biology* 51: 3-47.

Swaay, C. A. M. van, 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation* 104(3): 315-318.

Turin, H., 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Loopkevers (*Coleoptera*, *Carabidae*). *Natuurhistorisch Maandblad* 72(4): 73-82.

Verberk, W.C.E.P., C.G.E. van Noordwijk & A.G. Hildrew, 2013. Delivering

on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science* 32.2: 531-547.

Wallis de Vries, M.F., P. Poschod & J.H. Willems, 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104(3): 265-273.

Summary

Restoration of species rich fauna communities on calcareous grasslands

Calcareous grasslands are well known for their high biodiversity of plants and invertebrate species. In The Netherlands only around 20 small grasslands patches remain, most of them smaller than 2 hectares. These grasslands suffered from fragmentation, nitrogen deposition and lack of management for decades until renewed autumn grazing was introduced around 1980. Composition and structure of the vegetation improved, but populations of characteristic invertebrate species failed to recover. To gain insight into the bottlenecks preventing further restoration we analysed the life-cycles and traits of characteristic butterflies, ants and carabid beetles in relation to the chalk grassland habitat. This analyse revealed four main bottlenecks for chalk grassland fauna: 1) increased grass encroachment due to high N-deposition, leading to a cooler microclimate in summer and more intensive grazing in autumn; 2) small and isolated grasslands leading to small and vulnerable populations and low chances of (re)colonisation; 3) disturbance through intensive management in autumn; 4) climate change leading to larger fluctuations in population size and increased chances of local extinction.

Restoration and conservation of rich fauna communities in calcareous grasslands therefore requires an expansion and connection of existing calcareous grasslands, further reduction of nitrogen deposition and a change in management timing and intensity. Trials are currently taking place to investigate whether rotational summer grazing has a positive impact on calcareous grassland plant and animal communities.

Dankwoord

Onze dank gaat uit naar de beheerders van Stichting het Limburgs Landschap, Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer voor de vergunningen en medewerking om in hun terreinen het onderzoek uit te kunnen voeren. Daarnaast danken wij alle veldassistenten, onderzoekers en studenten die aan de verschillende projecten in de Limburgse kalkgraslanden hebben meegewerkt. De projecten werden uitgevoerd in het programma OBN en mede gefinancierd door de provincie Limburg.

M.E. Nijssen
Stichting Bargerveen
Toernooiveld 5
Postbus 9010
6500 GL Nijmegen
M.Nijssen@science.ru.nl

C.G.E. van Noordwijk
Wiltshire Wildlife Trust
Elm Tree Court
Long Street
Devizes (UK)
SN10 1NJ
Toos.vannoordwijk@gmail.com

Een verjongingskuur voor de Waalse Sint-Pietersberg

Rudi Vanherck & Thierry Ory

De Sint-Pietersberg gelegen ten zuiden van Maastricht is al eeuwenlang bekend omwille van de vele zeldzaamheden die er te vinden zijn. Zelfs Carl von Linné zou hier persoonlijk op bezoek geweest zijn in 1738 (Beaujean, 2009). In de 19e eeuw bestond de Sint-Pietersberg vooral uit schrale graslanden op kalk, waar een heleboel planten- en diersoorten voorkwamen die hier de noordgrens van hun areaal bereikten. In de eerste helft van de 20e eeuw gingen deze soortenrijke graslanden geleidelijk aan verloren, toen de schapenbegrazing die verantwoordelijk was voor hun ontstaan, verdween.

Sinds 2009 volgen twee LIFE Natuur projecten elkaar op om op grote schaal het herstel van deze graslanden, die op Europees niveau een prioritair habitat vormen, te herstellen. Het LIFE project Hélianthème duurde van 2009 tot 2014; in die tijd werden op het Waalse gedeelte meer dan 15 ha kalkgrasland hersteld.

We hebben hier te maken met een echte verjongingskuur voor de Sint-Pietersberg.

Het Waalse deel van de Sint-Pietersberg bevindt zich in het noordoosten van de gemeente Visé (fig. 1). Het is geklasseerd als uitzonderlijk waardevol Waals erfgoed en tot ver buiten de grenzen bekend voor zijn uitzonderlijke fauna en flora.

Dit gebied met zuidelijke allure biedt een veilig onderkomen aan een aantal planten en dieren die zich hier op de noordgrens van hun areaal bevinden. Een aantal van deze soorten, onder andere verschillende orchideeën, heeft zijn hoofdverspreiding in het submediterrane gebied. Het gaat hier om zeer zeldzame droge kalkgraslanden van een onschatbare waarde.

De aanwezigheid van deze bijzondere soorten hangt hoofdzakelijk samen met het speciale klimaat van de Sint-Pietersberg. Het is de meest noordelijke plek in België met zoveel uren zon en zo weinig neerslag (Puts, 1984). De eigenschappen van het moedergesteente, hoofdzakelijk kalk, hebben een directe invloed op het microklimaat. Doordat dit gesteente erg doorlatend is, drogen de oppervlakkige lagen snel uit. Ook het reliëf speelt een fundamentele rol. De helling van de Sint-Pietersberg is over zijn grootste lengte naar het oosten gekeerd en is daardoor beschermd tegen de overheersende winden. De talrijke witte rotsen die dagzomen weerkaatsen overdag het zonlicht op de vegetatie en geven 's nachts, in de vorm van warmte, een deel van de zonne-energie terug.

Al deze elementen werken samen om de gemiddelde temperatuur die heerst op de hellingen te verhogen, om de variatie in temperatuur tussen dag en nacht te temperen en om van de Sint-Pietersberg een ecologisch eiland met zuidelijk karakter te maken.

Ook de manier waarop de hellingen eeuwenlang gebruikt zijn, heeft het bijzondere karakter van het gebied nog versterkt. De soorten moesten niet alleen aangepast zijn aan droogte en warmte, maar moesten ook bestand zijn tegen schapenbegrazing.

Na vele decennia van niet aflatende actie voor het behoud van het gebied (zie onder andere Anonyme, 1951), werd uiteindelijk in 1978 het reservaat van de Sint-Pietersberg opgericht via een overeenkomst tussen de stad Visé en de vzw. Belgische Natuur- en Vogelreservaten (nu Natuurpunt vzw. in Vlaanderen en Natagora asbl. in Wallonië). In 1981 werd de Sint-Pietersberg geklasseerd als monument, waardoor de bescherming van meer dan 35 ha op de Maasflank officieel werd. Tegenwoordig bestaat het natuurreservaat uit vier hellingen, of 'thiers' volgens de lokale benaming: de Thier de Loën, Nivelle, Lanaye en de Thier des Vignes (fig. 1).



Fig. 1a. Ligging van de Sint-Pietersberg op de grens tussen Vlaanderen, Wallonië en Nederland.

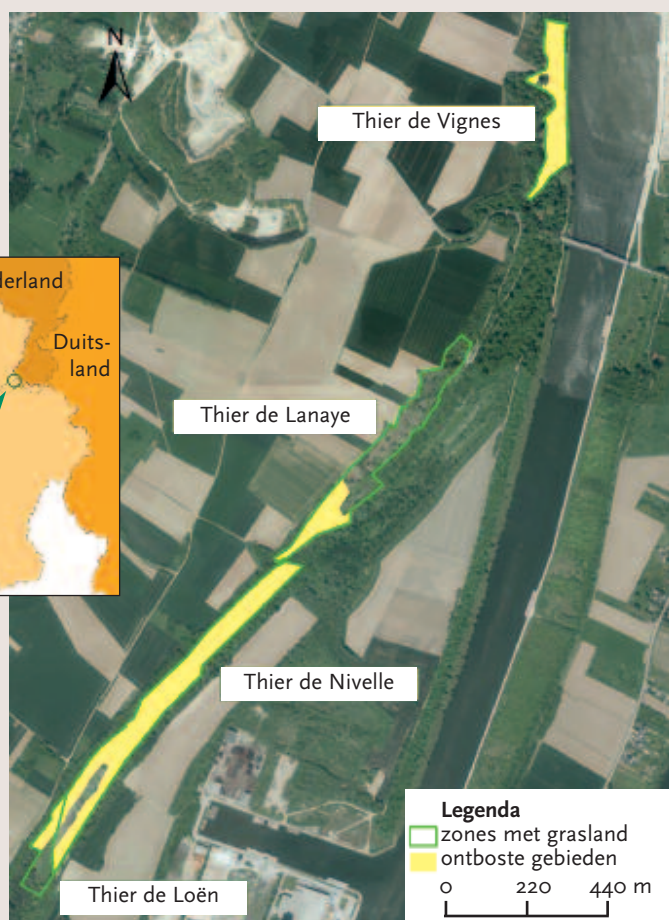


Fig. 1b. De hellingen van de Waalse Sint-Pietersberg waar de werkzaamheden hebben plaatsgevonden.

Tot 2010 werden op bescheiden schaal allerlei beheerwerken uitgevoerd om de restanten van dit rijke erfgoed te behouden, maar het bleef bij kleine, geïsoleerde eilandjes (zie ook Lejeune & Verbeke, 1984). Er was nagenoeg geen uitwisseling meer mogelijk tussen verschillende populaties; de soorten konden zich dus niet verspreiden. Dankzij de ambitieuze Europese LIFE Natuur-projecten zijn de perspectieven voor dit Natura 2000 gebied heel wat verbeterd.

Het licht schijnt in de duisternis

Gedurende 30 jaar werd op de Maasflank van de Sint-Pietersberg het ene na het andere beheerwerkkamp georganiseerd door vrijwilligers. Dit leidde tot een leuke samenwerking tussen de jongeren van de Jeugdbond voor Natuurstudie en Milieu-educatie (JNM) die uit alle hoeken van Vlaanderen naar de Sint-Pietersberg kwamen en mensen van ter plaatse. Alle aandacht ging naar de overgebleven graslandjes van de Thiers de Loën, Nivelles en Lanaye. Op die plekjes concentreerde zich inderdaad het hele erfgoed van de onmetelijke graslanden die eens zich over het geheel van de steile hellingen uitstrekten. Tot in de eerste decennia van de 20ste eeuw werden ze nog begraaasd door rondtrekkende kudden schapen en geiten (Tihon, 1984).

Hier werden de Jeneverbessen (*Juniperus communis*) vrijgesteld, wat verderop een kleine rotswand opengekapte plekjes met Purperorchis (*Orchis purpurea*) gemaaid, opslag weggeknipt op de plek waar Veldsalie (*Salvia pratensis*) groeit, enzovoort. Het waren allemaal kleinschalige, gerichte acties, uitgevoerd op een ambachtelijke manier, op zijn best met een bosmaaier, maar even vaak met een knipschaar of handzaag (foto 1).

Deze goedbedoelende generaties vrijwilligers konden zich echt niet voorstellen dat er ooit grote projecten zouden komen die zouden toelaten het licht te laten schijnen, niet enkel op de kleine, prioritaire graslandjes, maar op het geheel van de Waalse Maasflank.

Het LIFE project Hélianthème

Dankzij een samenwerkingsovereenkomst tussen Natagora en Natuurpunt en een behoorlijke som geld, ter beschikking gesteld door de Europese Gemeenschap en de Région Wallonne, kon in 2009 het



Foto 1. Opslag wegknippen op de Thier de Nivelles tijdens een beheerwerkkamp in 1983 (foto: M. Lejeune).

LIFE project Hélianthème (www.life-heliantheme.eu) van start gaan. Gedurende vijf jaar werd van de Ardennen tot de Voerstreek, inclusief de Sint-Pietersberg, gewerkt met één doel voor ogen: herstel en behoud van de kalkgraslanden. Graslanden op kalk vormen een prioritair habitat op Europees niveau; gelukkig heeft dit de nodige aandacht gekregen van de Europese Commissie toen het project werd ingediend. Meteen vanaf het begin van het project was duidelijk dat de Sint-Pietersberg een zeer belangrijke rol zou spelen. Hier was het herstelpotentieel enorm en werd er ongelooflijk veel werk verzet. De graslanden van de Sint-Pietersberg herbergen nog een aantal zeldzame soorten, maar hun habitat was de laatste decennia sterk ingekrompen. Om te beginnen werden dus alle nog bestaande droge graslanden met elkaar verbonden en groter gemaakt. Dit herstel op grote schaal heeft het landschap ter plaatse behoorlijk veranderd: er werd zo maar even 16 ha ontbost. Alleen al eraan beginnen was een hele uitdaging!

Het werk dat in de loop van die vijf jaar dankzij LIFE Hélianthème verzet werd, is gewoon groots te noemen. Toch was het niet voldoende om een duurzaam beheer van het reservaat mogelijk te maken. Om dat te bereiken moest nog meer gekapt worden en daarvoor was meer budget nodig. Daarom werd in 2013 een nieuw projectvoorstel ingediend dat in 2014 aanvaard werd. Weer met de steun van

Europa zal dit nieuwe LIFE project, dat 'Pays mosan' gedoopt werd, toelaten om tot 2020 alle gewenste werkzaamheden uit te voeren (<http://www.lifepaysmosan.eu>).

Waar zijn de kale hellingen van vroeger?

"Het is een afgebrande bergkam, eenvormig en kaal, doorsneden door laagten, enkel bebost bij Sint-Pieter en Klein-Ternaaien en die van ver lijkt op een uitgedoofde vulkaan". Op die manier beschrijft de botanicus A. Hardy uit Visé in 1876 de Sint-Pietersberg (Hardy, 1876). Deze omschrijving, die op het eerste gezicht geen al te mooi beeld schetst van de Maashellingen, geeft toch een belangrijke aanwijzing over het open aspect ervan zo'n 150 jaar geleden. Op dat moment waren de agro-pastorale praktijken, die geleid hebben tot de soortenrijkdom van de Sint-Pietersberg nog volop aan de gang. Waarschijnlijk begraaasd honderden schapen, begeleid door herders, de schrale vegetatie van de hellingen en was die op het einde van de lente al flink vergeeld.

Het zijn dergelijke getuigenissen uit het verleden, enkele foto's van het einde van de jaren 1950 (foto 2), maar ook soortenlijsten van droge, zonnige milieus, die vroeger gezien werden op plaatsen die sindsdien volledig bebost zijn, die geleid hebben tot belangrijke beslissingen over de uit te voeren werken. Soorten die eind 19e-begin 20e eeuw nog gezien werden, waren van de meeste vroegere vindplaatsen verdwenen. Sinds de begrazing gedurende de eerste decennia van de 20e eeuw geleidelijk aan was weggefallen, had de natuur zijn gang kunnen gaan: er verscheen allerhande struikgewas en vervolgens kwam het bos.



Foto 2. De Thier de Lanaye halverwege de 20e eeuw (uit Anonyme, 1956).

Het was meer dan hoogdringend om deze tendens te keren en een nieuwe kans te geven aan de soorten die op de resterende open plekken hadden weten stand te houden. Het herstel van dergelijke gebieden verloopt noodzakelijkerwijs via een aantal stappen die elkaar opvolgen en aanvullen, als een soort ketting bestaande uit verschillende schakels.

Voorzichtig ontbossen – eerste schakel

Er waren heel wat administratieve stappen nodig om de nodige vergunningen te krijgen voor het uitvoeren van dergelijke grootschalige werken in een geklasseerd gebied dat bovendien een erkend natuurreservaat is. In het bestek werd heel duidelijk bepaald op welke manier de aannemer te werk moest gaan om verstoring en beschadiging tot een minimum te beperken. Zo werden bij het kappen de natuurlijke lijnen van het reliëf en de bosranden zoveel mogelijk gevolgd. Omwille van de vleermuizen werd er gezorgd voor een ononderbroken beboste corridor langs de randen van het gebied.

In januari 2011 werden de eerste zeven hectare op de Thier de Loën en de Thier de Nivelles kaalgekap (foto 3). De ontbossingswerken werden de daaropvolgende winters verdergezet, ook op de Thier des Vignes, de meest noordelijke helling: bijna 5 ha begin 2012, anderhalve hectare begin 2013 en twee hectare begin 2015.

Er werd ook goed nagedacht over wat er met al dat hout moest gebeuren. Het werd verkocht als brandhout, gebruikt om energie mee te maken, verhuurd voor gebruik in parken en tuinen. De uiteindelijke fractie resthout die ter plaatste bleef liggen, werd op die manier tot een strikt minimum herleid.

De verplichting om beboste corridors te behouden en sommige bomen en struiken te laten staan, de onmogelijkheid om met grote machines op de steile hellingen te werken en het feit dat na de kap het terrein zorgvuldig moest schoongemaakt worden, maakten de werkzaamheden tot een echte technische uitdaging; voor de succesvolle uitvoering ervan was een goede werkorganisatie en aangepast materieel nodig.

Het plaatsen van afrasteringen – tweede schakel

Weer licht laten schijnen op de steile hellingen en dat op zo'n schaal, was al een hele uitdaging. Hier de infrastructuur installeren die beheer door begrazing mogelijk maakt, was een tweede. Meer dan 10 km schapenraster werd geplaatst. Ook hier hebben helling en reliëf behoorlijk wat moeilijkheden bezorgd aan de bedrijven die zich aan dit avontuur gewaagd hebben. De laatste afsluitingen werden in het voorjaar van 2015 geplaatst. De omheiningen moeten ook praktisch zijn, toegang tot het begraaide gebied mogelijk maken, de schapen binnenhouden, en toelaten dat de dieren gemakkelijk van het ene perceel naar het andere kunnen verplaatst worden.

De natuur houdt niet van leegte – derde schakel

De opengekapte percelen vormen een echt laboratorium, een open boek over de capaciteit van de natuur om de situatie weer in handen te nemen. We hebben de waarheid moeten onder ogen zien: de natuur houdt niet van leegte. Vanaf het eerste groeiseizoen na elke ontbossing namen Bosrank (*Clematis vitalba*), bramen, maar vooral jonge scheuten van alle gekapte bomen en struiken de percelen stormenderhand in. Het werd snel duidelijk dat begrazing alleen nooit voldoende zou zijn om deze spontane opslag in toom te houden. Er zouden dus regelmatig extra maatregelen nodig zijn om het werk van de schapen te vervolledigen. Dit zou dan idealiter moeten gebeuren aan het einde van de zomer om de stronken zoveel mogelijk uit te putten en enkele weken voor of nadat de schapen langsgeslagen zijn, om het effect van de begrazing op de ongewenste soorten te accentueren. Dit gezegd zijnde is dat in de praktijk niet altijd even gemakkelijk. Temeer ook omdat de ingrepen manueel moeten gebeuren: een bosmaaier is het enige bruikbare werktuig op deze steile hellingen (foto 4). Daarna moet ook nog eens al het gemaaid materiaal zorgvuldig weggehaakt worden; dat kan echt niet blijven liggen, want op een bodem bedekt door een laag takjes zullen de gewenste kalkgraslandsoorten niet kiemen. Doordat er ineens weer licht op de bodem komt, grijpen snelgroeiende pioniersoorten als eerste de kans, maar natuurlijk zijn het de typische kalkgraslandsoorten die zich hier zullen moeten installeren. Deze fantastische dynamiek in bedwang houden en het delicate evenwicht vinden: dat zijn de nieuwe uitdagingen waar we voor staan.

Het sturen van de begrazing – vierde schakel

Begrazing is de sleutel voor herstel op lange termijn, rekening houdend met het extreme karakter van de terreinen. Graslanden op kalk hebben een geschiedenis die nauw verweven is met oude begrazingspraktijken. Het is dus duidelijk dat het herinvoeren van deze methode op termijn zal leiden tot de terugkeer van een grasland met een structuur die goed lijkt op die van de in de loop van de laatste eeuw verdwenen graslanden. Er zijn echter twee grote verschillen: er is geen rondgang en de graasintensiteit is anders.



Foto 3. De Thier de Loën in april 2011, na de kap (foto: R. Vanherck).



Foto 4. Zeker in het begin moet de spontane opslag ook manueel worden verwijderd; alleen bosmaaiers kunnen op deze steile hellingen worden gebruikt (foto: R. Vanherck).

Foto 5. Geiten worden ingezet op plaatsen waar de houtopslag zich snel uitbreidt (foto: R. Vanherck).



De kudde kan niet, zoals vroeger, rondtrekken over grote gebieden, geleid door een herder met honden. Nu zijn er omheiningen nodig om het beheer te organiseren en om de dieren binnen te houden. Er lopen nu op de hellingen zo'n 100 tot 150 schapen, wat grosso modo overeenkomt met de aantallen van het begin van de twintigste eeuw (Tihon, 1984). In de zomer is dit problematisch. De vegetatie is dan in volle groei en er zou overal tegelijkertijd moeten worden begraasd. Deze organisatie, met zijn beperkingen, is natuurlijk te wijten aan een tekort aan dieren, maar heeft ook te maken met de beschikbaarheid aan winterstallen, met kosten voor wintervoer en dierenarts, dus met zaken die inherent zijn aan dit type bedrijfsvoering.

Voor het ogenblik verplaatst de kudde zich volgens een begrazingsschema dat elk jaar in de vroege lente wordt opgesteld. Er wordt bepaald welke percelen achtereenvolgens begraasd worden. Volgens dit plan wordt de kudde dan van de ene naar de volgende plek geleid, telkens als een perceel voldoende is kaalgevreten. Begin 2015 werd een samenwerking met Natuurpunt gestart om meer begrazingsdruk te kunnen zetten op die percelen waar de houtopslag het meest dynamisch is. Op die manier konden 200 extra schapen ingezet worden om de gewone kudde van 100 stuks te versterken. Er zijn nu dus zo'n 300 schapen, verdeeld over drie kudden die de verschillende Maashellingen begrazen.

Aan dit grote geweld, tijdelijk maar noodzakelijk, zijn ook nog een twintigtal geiten toegevoegd. Die doen zeer goed werk op plaatsen waar er nog praktisch geen grasland is, maar waar de houtopslag snel uitbreidt (foto 5).

Eerste balans van een ambitieus project

Voor wat betreft de eerste percelen, die begin 2011 en 2012 ontbost zijn, kunnen we al een terugblik wagen. Het is duidelijk dat sommige percelen zich beter ontwikkelen dan andere. In sommige zones is al een mooie graslandstructuur te zien met veel verschillende plantensoorten waaronder Ruig viooltje (*Viola hirta*), Bruinrode wespenorchis (*Epipactis atrorubens*) en Kandelaartje (*Saxifraga tridactylites*). Andere daarentegen worden maar langzaam bedekt; daar moet nog steeds een zeer intensieve strijd gestreden worden

tegen Bosrank, bramen en allerhande houtopslag. Deze verschillen hebben duidelijk te maken met de geschiedenis: percelen waar het bos al lang zijn rechten hernomen had zijn moeilijker te herstellen dan die waar nog een mooi kalkgrasland aanwezig was in de jaren 1950. De typische kalkgraslandsoorten produceren over het algemeen geen langlevende zaden. Als de zaadbank verdwenen is, installeren zich in eerste instantie enkel pioniers, die de terugkeer van meer gespecialiseerde soorten vertragen. Het substraat speelt vermoedelijk ook een rol (krijt, tuf, grind), evenals de nabijheid van kernen goed ontwikkeld kalkgrasland.

Hoe dan ook, de orchideeën behouden een ereplaats. Het zijn inderdaad de eerste soorten die verschijnen na de ontbossing. Er is bijvoorbeeld een perceel dat pas begin 2015 ontbost is en waar in mei van dat jaar nog niets bloeide... behalve enkele Soldaatjes (*Orchis militaris*), een groepje Vliegenorchissen (*Ophrys insectifera*) en een paar Poppenorchissen (*Orchis anthropophora*). Wilde orchideeën hebben dus de mogelijkheid om heel lang latent aanwezig te zijn, op die manier gedurende jaren te overleven en te wachten tot de omstandigheden beter worden. De percelen waar ze recent verschenen, zijn meer dan 40 jaar bebost geweest. Op de meest beloftevolle stukken zijn al een hele reeks karakteristieke soorten te zien zoals Geel zonneroosje (*Helianthemum nummularium*), Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*), Grote tijm (*Thymus pulegioides*), verschillende zeggen (*Carex spec.*), Wilde margriet (*Leucanthemum vulgare*), Duifkruid (*Scabiosa columbaria*) en Beemdkroon (*Knautia arvensis*).

Dit is al het geval op delen van de Thier des Vignes, de Thier de Loën en de Thier de Lanaye. Het meest delicate stuk bestaat uit een blok van bijna acht hectare op de Thier de Nivelles. Hier zullen zich in de toekomst alle moeite en aandacht moeten concentreren! Dat betekent dat er nog gedurende een aantal jaren een hogere begrazingsdruk en regelmatige kapbeurten nodig zullen zijn om zeker te zijn dat de verbossingsdynamiek terrein verliest...

Conclusie

Een herstelproject voor kalkgraslanden op deze schaal is in zijn genre uniek in Europa. De lat ligt zeer hoog, want de uitdagingen zijn talrijk en op de hellingen is het verdwenen grasland van vroeger nog

lang niet terug. We nodigen u graag uit om dit openluchtlaboratorium te komen bezoeken op 27 mei 2016 (zie kader). Na het project LIFE Hélianthème, neemt LIFE Pays mosan nu de fakkel over. Het verbeteren van de begrazingstechniek is één van de doelstellingen van dit nieuwe project. Ongetwijfeld zullen hier tegen 2020 mooie resultaten behaald worden. Meer nog dan een simpel herstel is het bedenken en uitvoeren van een efficiënt beheer, om op de lange termijn het overleven van typische soorten te garanderen tegen zo laag mogelijke kosten, de belangrijkste uitdaging.

Literatuur

<http://www.life-heliantheme.eu/>

<http://www.lifepaysmosan.eu>

Anonyme, 1951. Historique de cette protection. Publications de la Commission Scientifique Belgo-Néerlandaise pour la Protection de la Montagne St.-Pierre n° 1.

Anonyme, 1956. Les Thiers de Lanaye et des Vignes à Lanaye. Publications de la Commission Scientifique Belgo-Néerlandaise pour la Protection de la Montagne St.-Pierre n° 4.

Beaujean, J., 2009. Quelques pages de la botanique au pays de Liège aux 18e et 19e siècles. LEJEUNIA nouvelle série 187.

Hardy, A., 1876. Compte-rendu de la XVe herborisation générale de la Société royale de Botanique de Belgique. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique 15 : 433-459.

Lejeune, M. & W. Verbeke, 1984. Floristische notities en de invloed van beheersmaatregelen op de kalkgraslanden van de Sint-Pietersberg (Prov. Luik, België). III. De hellingen op de Maasflank. Natuurhistorisch Maandblad 73 (9): 163-166.

Puts, C., 1984. Montagne Saint-Pierre, refuge naturel. Ville de Visé.

Tihon, C., 1984. La gestion de la Montagne Saint-Pierre du Néolithique à nos jours. Réerves naturelles 1984 (5): 4-11.

Summary

The story and restoration steps of the 'Montagne Saint-Pierre' nature reserve in Wallonia

The 'Montagne Saint-Pierre' is a Walloon nature reserve located at the north-east of the city of Visé. This mediterranean like area is composed of more than 35 hectares of calcareous grasslands and is well known as the home for many rare species of plants (i.e. wild orchids) and insects. The reserve was widely dominated by large open areas but reforested rapidly following the abandonment of grazing in the early 20th century. Only small areas of dry grasslands remained at that time. Thanks to budgets accorded by the European commission through two LIFE projects (named 'hélianthème' and 'pays mosan') major restoration work has taken place since 2011. Deforestation of large areas occurred and those areas were bounded with fences that permitted pasture with sheeps and goats. Restoration work will still continue in the coming years looking for the most appropriate long term management plan taking into account new possible management techniques and cost control.

R. Vanherck,
projectassistent LIFE 'Pays mosan'
Natagora
Rue Nanon 98
5000 Namur
rudi.vanherck@natagora.be

T. Ory,
projectleider LIFE 'Pays mosan'
Natagora
Rue Nanon 98
5000 Namur
thierry.ory@natagora.be

Tekst is uit het Frans vertaald door
Martine Lejeune,
Communicatie en Ecologie,
Hasselt, BE



Kom zelf kijken!

In het verlengde van hun artikel organiseren de auteurs op **vrijdag 27 mei 2016** voor de lezers van *De Levende Natuur* en het *Natuurhistorisch Maandblad* een excursie naar de Waalse Sint-Pietersberg.

De verzameltijd is **10.30 uur** bij de brug over het Albertkanaal bij Lanaye.

De verwachting is om ca 16.30 uur terug te zijn.

Deelnemers moeten zelf lunch en voldoende drank meenemen. Wandelschoenen zijn aanbevolen. Er zijn aan de excursie geen kosten verbonden. Maximum aantal deelnemers: 20.

Inlichtingen en Aanmelden kan tot 20 mei 2016 via e-mailadres rudi.vanherck@natagora.be of telefonisch 0032 474 568834. Deelname is in volgorde van aanmelding.

Na aanmelding krijgt u een bevestiging en op verzoek een routebeschrijving toegezonden.

Altenbroek: een natuurreservaat in de dalen van Noor en Voer

Joost Dewyspelaere & Rik Palmans

Nederlandse natuurliefhebbers kennen het Noordal (een door Natuurmonumenten beheerd reservaat in Noorbeek) als een bijzonder waardevol gebied. Aan de andere kant van de landsgrens sluit daar een natuurreservaat op aan waar sinds twintig jaar hard wordt gewerkt aan de verhoging van de ecologische waarde.

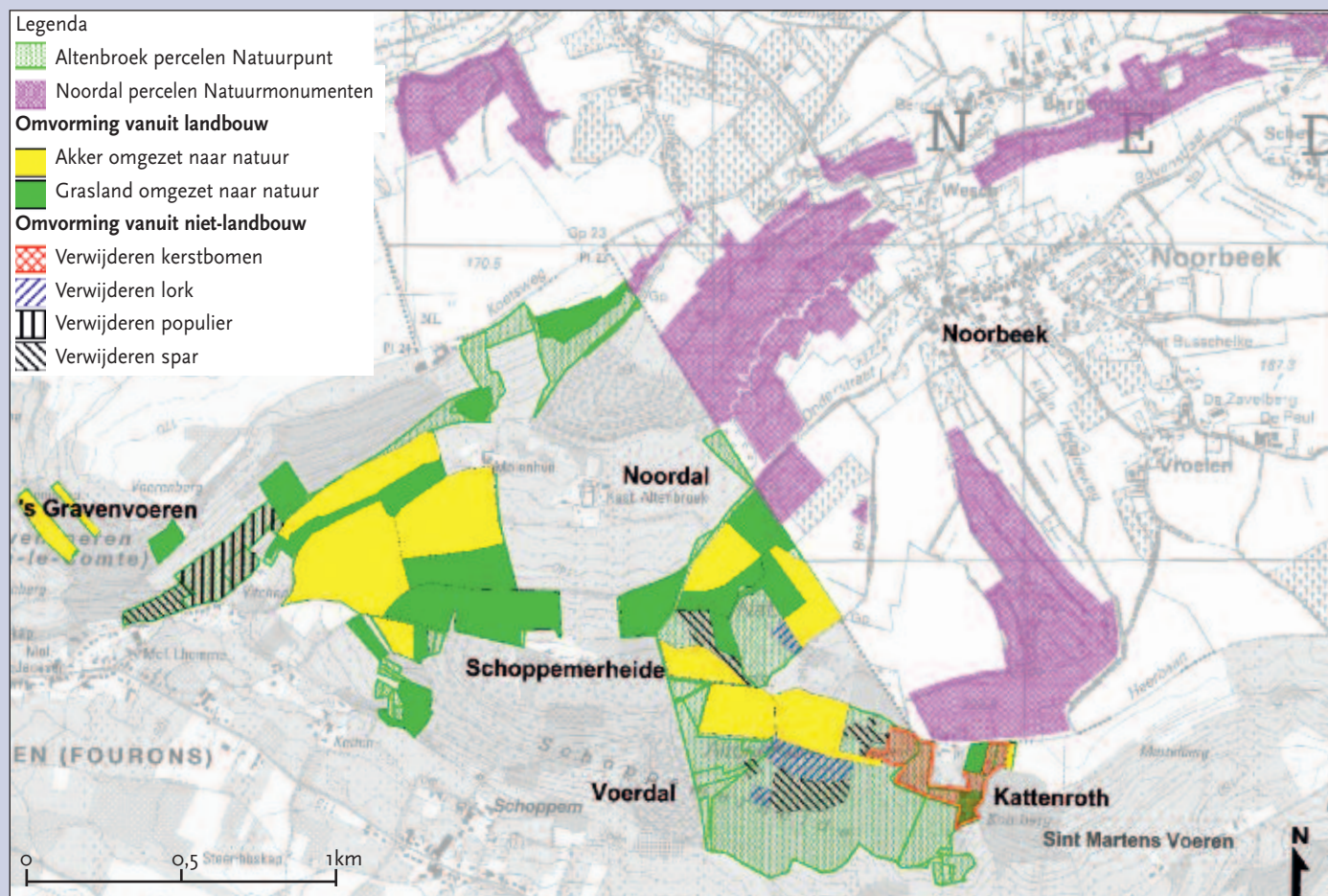
In 1995 verkochten de toenmalige eigenaren het historische landgoed Altenbroek in 's-Gravenvoeren (B). Het kasteel en het park bleven ook na de verkoop in particulier bezit. Natuurverenigingen verwierven de aan landbouwers verpachte weilanden, akkers en bossen – in totaal meer dan 150 ha. Ongeveer 25 ha ging naar de Nederlandse Natuurmonumenten; 130 ha werd eigendom van het Vlaamse Natuurpunt. Het gebied sluit aan bij natuurgebied Noordal, dat al langer door Natuurmonumenten wordt beheerd. Altenbroek wordt deels gevormd door de vallei van de Noor en deels door hellingbossen in de vallei van de Voer of op het plateau van de Schoppemerheide. Sinds de verwerving van het gebied werkt Natuurpunt aan de ontwikkeling tot een waardevol natuurreservaat, dat een hoge landschappelijke waarde bezit en tegelijk de mogelijkheid biedt grote aantallen wandelaars op te vangen. Overleg over grensoverschrijdend beheer lijkt voor de hand te liggen, maar dat blijkt in de praktijk tegen te vallen. Zo waren er kort

na de aankoop plannen om ter hoogte van Kattenroth de afscheiding tussen het gebied van Natuurmonumenten en dat van Natuurpunt weg te nemen. Runderen zouden dan ongehinderd de grens kunnen oversteken. Op de weg die ter hoogte van die grens loopt, zouden veevoerders het ontsnappen van de runderen moeten verhinderen. Het toenmalige gemeentebestuur van Voeren weigerde echter daar toestemming voor te geven. Later opteeden de Nederlanders voor Glan-runderen, terwijl de Belgen Galloway's kozen. De twee gebieden bleven dus netjes gescheiden.

Gericht habitattherstel in de vallei van de Noor

Gedurende de eerste tien jaren bestond het beheer vooral in het 'vernatuurlijken' van het landschap: 40 ha akkers en 18 ha aanplantingen van sparren, lorken en populieren werden omgevormd naar grasland en/of natuurlijk bos. Foto 1 & figuur 1 geven een beeld van deze grootschalige verandering. In het Noordal werd gekozen voor open grasland dat landschappelijk paste bij de onmiddellijke omgeving van het kasteel. Een groot deel van het vroegere kasteeldomein bestond uit weilanden en akkers. Ze sloten aan bij het in Engelse stijl aangelegde landschapspark uit het midden van de negentiende eeuw, met weidse panorama's en boompartijen die het kasteelpark doortrokken naar

Fig. 1. Landschapsveranderingen Altenbroek.



het omliggende gebied. Het behoud van dat karakter speelt mee in de overweging om deze percelen zeker niet te laten ‘verbossen’, maar ze te behouden als graslanden.

Ze werden vroeger bewerkt door landbouwers die er vaak een pachtrecht hadden. Daardoor kon de omvorming tot natuurgebied slechts in stappen verlopen. Na de aankoop werd in overleg met de landbouwers de bemesting gestopt of geleidelijk helemaal afgebouwd: 40 ha akkers werden omgezet in (onbemeste) weilanden. Omdat de bovenste bodemlaag nog altijd zeer rijk is aan nutriënten, is de biodiversiteit van deze graslanden echter nog zeer ver verwijderd van het potentieel dat deze terreinen bieden.

In het beheerplan gaat veel aandacht uit naar het omvormen van die percelen tot bloemrijke graslanden op kalkrijke bodem, waarin voor deze graslanden typische soorten opnieuw kansen moeten krijgen. Essentieel in dat beheer is het verlagen van de nutriëntenconcentraties in de bodem.

De klassieke manier om dat te bereiken is maaien en afvoeren van het maaisel, eventueel gecombineerd met een nabegrazing. Op de percelen die al langer als grasland in gebruik waren, leidde die techniek tot een duidelijk waarneembare verhoging van de biodiversiteit, maar van een echt spectaculaire verbetering kunnen we zeker nog niet spreken. Dat er meer potentie aanwezig is, kwam bijvoorbeeld op een gewezen maïsakker tot uiting. Dit perceel heeft zich na braaklegging (1997) en een jaarlijkse zomerbegrazing vanaf midden juni ontwikkeld tot een bloemrijk grasland met honderden exemplaren van Klavervreter (*Orobanche minor*), met daarnaast ook veel Harige ratelaar (*Rhinantus alectorolophus*), Kattendoorn (*Ononis repens*) en Ruige weegbree (*Plantago media*) (foto 2).

LIFE-projecten

Meer rigoureuze ingrepen, zoals ontgronden en uitmijnen, leveren betere resultaten op, maar zijn erg duur. Natuurpunt greep dan ook de kans om met Europese subsidies in het kader van het



Foto 2. Braaklegging van een akker en een jaarlijkse zomerbegrazing vanaf midden juni hebben geleid tot een soortenrijk fraai ogend grasland aan de rand van de Maasvallei (foto: Joost Dewyspelaere).

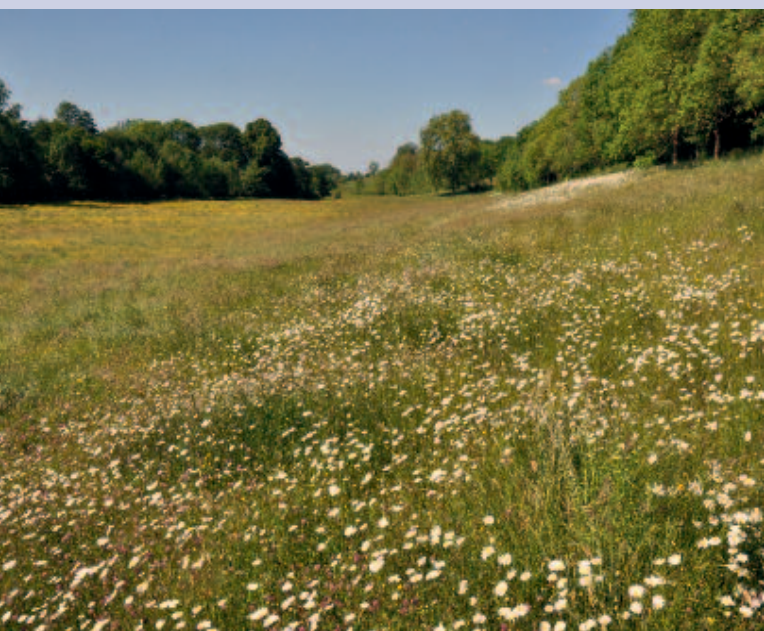


Foto 1. Voormalige akkers langs de Noor worden bloemrijke graslanden; nu nog werken aan de kwaliteit van deze graslanden (foto: Joost Dewyspelaere).

LIFE-project Hélianthème (zie ook Vanherck & Ory, dit nummer) ontgroning toe te passen op enkele percelen in het reservaat. De opzet van dat project, dat liep van 2009 tot 2015, was om in het stroomgebied van de Maas, zowel in Wallonië als in Vlaanderen, meer dan 150 ha kalkgraslanden te herstellen en er een duurzaam beheer voor uit te werken. Er was een budget van ongeveer € 4,8 miljoen voor beschikbaar. In Altenbroek werd een deel van die subsidie gebruikt voor het afgraven van in totaal drie ha, op drie verschillende plaatsen. De werken werden in het najaar 2011 uitgevoerd (fig. 2). De afgegraven bodem werd ter plaatse in het reliëf verwerkt, waarbij de voedselrijkste grond onderaan werd aangebracht en bedekt met schralere grond.

De voorziene tweede fase van de werken kon niet doorgaan, omdat de gemeentelijke overheid weigerde de vergunning af te leveren voor de ontgroning, uit vrees voor bodemerosie. Ons inziens is deze vrees onterecht.

Uit een Olsen-P-analyse bleek de fosfaatbelasting, in vergelijking met de zandgronden in Noord-Limburg (B), mee te vallen. Op de percelen met het hoogste potentieel – de graslanden – bleek het afgraven van een bovenlaag van 15 cm voldoende te zijn om een sterke reductie van het fosfaatgehalte te bereiken. Op de voormalige akkers, die vóór het afgraven al in grasland waren omgezet en een verschralend beheer hadden gekregen, volstond het om 30 cm weg te halen.

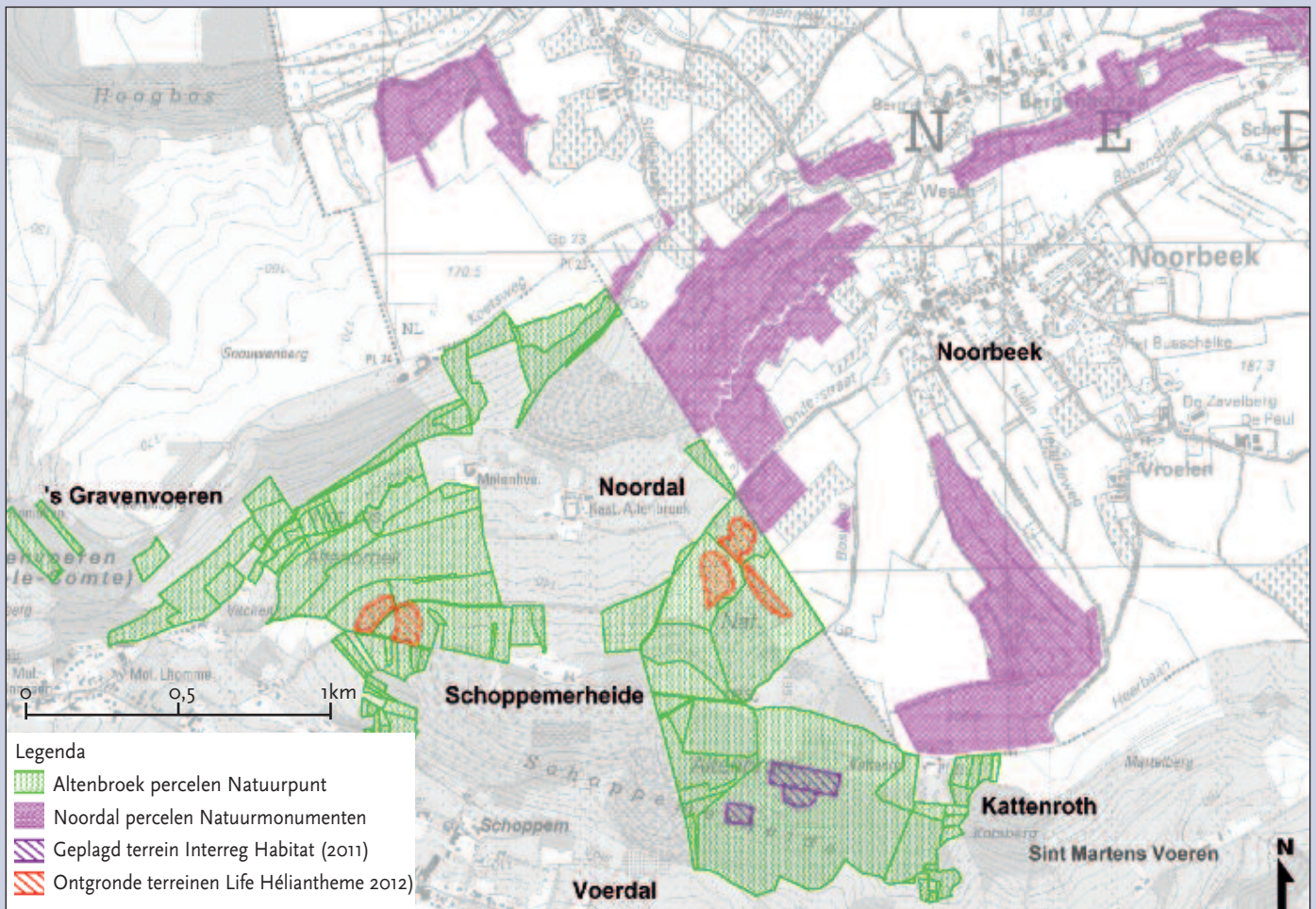


Fig. 2. Ontgronde en geplagde terreinen in omgeving Altenbroek, uitgevoerd in najaar 2011.

Na het afgraven werd bewust niet ‘geënt’ met hooi, om een beeld te krijgen van de nog in de zaadbank aanwezige soorten. Op de afgravingen van de voormalige weidepercelen, zowel op een kalkrijke locatie als op een zure locatie, bleek wel degelijk nog een zaadbank aanwezig te zijn. Op dat laatste perceel kwamen vlakdekkend doelsoorten als Veelbloemige veldbies (*Luzula multiflora*), Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*), Pilzegge (*Carex pilulifera*), Bosdroogbloem (*Gnaphalium sylvaticum*), Brem (*Cytisus scoparius*) en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*) te voorschijn (foto 3). Op de kalkrijke locatie bleef het kiemen van doelsoorten beperkt tot een smalle strook waar min of meer harde kalksteen ondiep aanwezig was, met soorten als Beemdkroon (*Knautia arvensis*), Duifkruid (*Scabiosa columbaria*), Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*), Grote tijm (*Thymus pulegioides*), Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Blaassilene (*Silene vulgaris*) en Wondklaver (*Anthyllis vulneraria*) (foto 4).

Ook voor de fauna leidden de afgravingen op de voormalige graslanden tot mooie resultaten. Al het eerste jaar vestigde het Zwartsprietdikkopje (*Thymelicus lineola*) zich weer in Altenbroek. Het jaar erop voegde het Geelsprietdikkopje (*Thymelicus sylvestris*) zich

Foto 3. Na afgraven van 10 – 20 cm op deze zure locatie hoog gelegen nabij de grens ontstond een stenig open grasland waarin soorten van een heischraal grasland zonder inzaai kiemden (foto: Joost Dewyspelaere).





daarbij. Anno 2014 waren beide soorten op de afgegraven percelen en in andere bloemrijke stukken in de omgeving talrijk aanwezig. Ook zeldzamere soorten als Kaasjeskruidkoppje (*Carcharodus alceae*) en Klaverblauwtje (*Cyaniris semiargus*) zijn inmiddels aangetroffen.

Op de voormalige akkers bleek geen zaadbank aanwezig te zijn. In 2014 werd begonnen met het aanbrengen van hooi van soortenrijke percelen op de nog zeer open vegetatie van de voormalige akkers. Dit hooi was afkomstig van een botanisch interessant grasland op een zuidhelling van het Voerdal en – dank zij de hulp van de Jeugdbond voor Natuur en Milieu – van een kalkrijk stukje van de Tiendeberg. In 2015 werd het laatste perceel geënt.

In een nieuw Life project, Life Pays Mosan, waar grensoverschrijdend (Nederland, Vlaanderen en Wallonië) aan het herstel van kalkgraslanden zal worden gewerkt, zal Natuurpunt op grote schaal werken aan het fosfaatprobleem. Op een oppervlakte van niet minder dan 40 ha is in 2015 een uitmijningsbeheer opgestart. Die techniek houdt in dat de bodem met kunstmest (kalium, nitraat) wordt verrijkt, waardoor de planten sneller groeien en daardoor ook meer fosfaat uit de bodem zullen opnemen. Door tevens meerdere maaibeurten uit te voeren, wordt een snellere afvoer van fosfaten gerealiseerd. Omdat er geen ervaring bestaat in verband met het uitmijnen op een kalkrijke bodem, zal een team van de Universiteit Gent (FORNLAB van professor Kris Verheyen) het proces begeleiden en gericht fundamenteel onderzoek uitvoeren.

Bosbeheer met begrazing

Buiten het Noordal, op het plateau van de Schoppemerheide en de zuidhelling van de Voervallei, werd gekozen voor een meer natuurlijk beheer met integrale begrazing. In het begin waren de Gallowayrunderen het hele jaar door in het gebied aanwezig, maar

Foto 4. Na het afgraven van de toplaag van een weide (zuidelijke ontgrondingszone) op kalkrijke bodem kiemden heel wat typische soorten van kalkrijke graslanden (foto: Joost Dewyspelaere).

onder meer door problemen met watervoorziening in de winter werd overgeschakeld op seizoensbegrazing. De dieren zijn nu vanaf eind april tot zo laat mogelijk in december in Altenbroek; de winter brengen ze door in een stal in Mechelen (B). De begrazing zorgde voor fraaie ontwikkelingen in het bos. In de lente en zomer komen de runderen nauwelijks in het bos, maar vanaf oktober vinden ze daar wel hun gading. Eerst gaan ze op zoek naar eikels, later grazen ze ook vaak in het bos en ruimen daarbij klimop en vooral bramen op. Toch is het vooral de betreding die invloed heeft op het bosecosysteem. De humus wordt sneller verteerd, zodat een laag dorre bladeren plaats maakt voor een rijke kruidlaag met de klassieke voorjaarsflora met onder andere Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*), Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Lelietje-van-dalen (*Convallaria majalis*) en Lievevrouwebedstro (*Galium odoratum*).

De naar het zuiden gekeerde helling van de Voervallei tussen Sint-Martensvoeren en 's-Gravenvoeren is grotendeels bebost. Dat hellingbos is overigens ook kenmerkend voor de andere beekdalen in de omgeving, de Veurs en de Gulp. In de hoger gelegen zone groeit op een zuur, voedselarm vuursteenlucium een Eiken-Berkenbos. Alleen onderaan de helling zit de kalklaag dicht onder het oppervlak, zodat zich daar een Esdoorn-Essenbos kan ontwikkelen (Cornelis et al., 2007). Vaak zijn de bossen op kalkgrond in het verleden echter gerooid en omgezet in weiland, waardoor er alleen een smalle gordel van over is gebleven.

Bovenaan de helling situeerde zich de 'bryère de Choppem', zoals ze op de Ferrariskaart uit 1777 staat aangeduid. Dit was ooit

het grootste heidegebied van de Voerstreek die geleidelijk aan verdween door gebrek aan begrazing en beplanting met exoten. In deze zone werden de afgelopen 15 jaar heel wat aanplantingen van lork, spar en Robinia gekapt en dichte struwelen van Amerikaanse vogelkers opgeruimd. Deze maatregelen zorgen ervoor dat de heidesoorten van weleer weer licht krijgen: Struikhei (*Calluna vulgaris*), Veelbloemige veldbies (*Luzula multiflora*), Pilzegge (*Carex pilulifera*), Brem (*Cytisus scoparius*), Pijpenstrootje (*Molinia coerulea*) (zeldzaam in Voeren!), Bosdroogbloem (*Gnaphalium sylvaticum*), Fijn schapengras (*Festuca filiformis*), Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*) en Liggend walstro (*Galium hercynicum*) treden opnieuw op de voorgrond, waardoor de Voerense heide wordt hersteld. Bijzonder is de kieming van Duits viltkruid (*Filago germanica*).

In 2012 kon dankzij Interreg Habitat 2,7 ha geplagd worden en wordt de door Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) overwoekerde zone tweemaal per jaar gemaaid. Op figuur 2 zijn deze plagplekken aangeduid. In totaal is 6 ha van de historische Schoppemerheide weer in ontwikkeling.

Helemaal boven op het plateau lagen vóór de aankoop door Natuurpunt maïsackers. Die zijn spontaan 'verboost' met vooral Ruwe berk (*Betula pendula*). Het is de bedoeling in deze percelen zo weinig mogelijk in te grijpen en er een natuurlijke successie te laten plaatsvinden.

In het Esdoorn-Essenbos vond in 2012 ook kap plaats, die de uitbreiding van Purperorchis (*Orchis purpurea*) ten goede zou moeten komen. Ook de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*), die hier al voorkomt, zal wellicht profiteren van de ontwikkelingen in de mantelvegetatie van het bos.

De eerste fase in het beheer resulteerde tot nu toe niet alleen in het verdwijnen van uitheemse boomsoorten en de transformatie van een agrarisch naar een meer natuurlijk landschap. Het zorgde er ook voor dat de grote verschillen in de samenstelling van de bodem, die vaak op korte afstand vleksgewijze verandert, nu volop tot uiting komen.

Aanvullende landschapselementen

Op enkele percelen werden hoogstamfruitbomen van oude, voor de streek typische rassen aangeplant. Ze versterken in de eerste plaats de landschappelijke waarde, nu ook in de Voerstreek de boomgaarden zeldzamer en kaler worden. Via een 'plukboomgaard' zouden ze ook een educatieve invulling moeten krijgen. Tenslotte profiteert de Das (*Meles meles*), die zowel in als buiten het reservaat veel voorkomt, van achtergebleven fruit.

In het beheerplan is er overigens ook veel aandacht voor de kleine landschapselementen die in het reservaat aanwezig zijn: knobomen van Es (*Fraxinus excelsior*) en Haagbeuk (*Carpinus betulus*), hagen en poelen. Een speciale plaats nemen de bomen in die in de negentiende eeuw werden aangeplant om het 'uitstralings-effect' van het kasteelpark naar het omringende landbouwgebied vorm te geven. Het gaat duidelijk om cultivars, van bijvoorbeeld Plataan (*Platanus spec.*), Beuk (*Fagus sylvatica*) en Paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum*), maar omwille van hun cultuurhistorische waarde behouden ze hun prominente plaats in het landschap.

De Noor is de enige waterloop die percelen van het reservaat doorsnijdt. Ten behoeve van de bouw van watermolens werd de beek ooit verlegd. Onoordeelkundig slibruimen had als resultaat

dat de beek zich ging insnijden in de krijtbodem. Om deze erosie te keren werden drempels geplaatst. De hierdoor ontstane water-vallen vormen echter grote hindernissen voor de vissen. Helaas werd de beekbeheerder nog niet bereid gevonden om hieraan iets te doen.

Natura 2000 – nog lang geen netwerk

Hoewel de NGO's in de regio met Life Pays Mosan over landsgrens en taalgrens heen startten met een samenwerking is Natura 2000 in de regio nog lang geen netwerk.

Het is opvallend hoe verschillend de afbakening in Vlaanderen, Wallonië en Nederland is. De Vlaamse en Waalse afbakeningen, zijn in het grensgebied op enkele kleine fouten, eerder volledig. Nederland is duidelijk heel zuinig geweest met het aanmelden van habitatrichtlijngebieden waarbij men niet aan het realiseren van een netwerk heeft gedacht. De schraallanden van het Maasdal zouden via het Noordal perfect verbonden kunnen worden met het Geul- en Gulpdal. Met een gericht beheer zouden de graslanden met hun kalkrijke bodem de perfecte schraallandcorridor kunnen zijn. Helaas zijn deze gronden niet aangemeld als Natura-2000 gebied en zijn graslanden in de Noorbeemden in het geheel niet aangemeld. Enkel boshabitats zijn er aangemeld. Jammer! Ook bij de opmaak van de beheerplannen van Natura 2000 wordt geen rekening gehouden met de terreinen over de lands- of taalgrens. Alleen het bestaan wordt vermeld in wederzijdse documenten.

Heel veel kansen voor natuur blijven hierdoor onbenut. Dit kan toch niet de bedoeling zijn in een Natura 2000!

Literatuur

Cornelis, J., M. Hermy, L. De Keersmaecker & K. Vandekerckhove, 2007. Bosplantengemeenschappen in Vlaanderen – Een typologie van bossen op basis van de kruidachtige vegetatie. Rapport INBO.R.2007.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en K.U.Leuven, afdeling Bos, Natuur en Landschap in opdracht van de Vlaamse Overheid, agentschap voor Natuur en Bos, Brussel: 113-118.

Natagora, z.d. LIFE 'Hélianthème' – Kalkgraslanden terug in de zon. <https://dl.dropboxusercontent.com/u/11421703/layman-NL-light.pdf>

Summary

Altenbroek: a nature reserve in the valleys of Noor and Voer, Belgium
Since its acquisition in 1995, Natuurpunt performs a management in the nature reserve Altenbroek (Voeren (B)) focused at restoration of habitats that had been deteriorated by the expansion of agriculture and forestry. Especially calcareous grasslands and heathlands should take advantage of it. Besides the traditional restoration management by grazing and mowing, also removal of phosphate-rich topsoil and phosphate-extraction are applied.

J. Dewypelaere
projectleider Natuurpunt
Coxiestraat 11
B-2800 Mechelen
joost.dewypelare@natuurpunt.be

R. Palmans
lid werkgroep Altenbroek
rik.palmans@scarlet.be

Ongelijkvormig hooghout: een alternatief voor het traditionele middenbosbeheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen?

Jan den Ouden, Patrick Hommel, Karl Eichhorn
& Freek van Westreenen

De flora in de Zuid-Limburgse hellingbossen gaat al decennia gestaag achteruit.

De belangrijkste oorzaak is het beëindigen van het traditionele beheer als hakhout met overstaanders, nu zo'n 70 à 80 jaar geleden. Een terugkeer naar de situatie van vroeger is niet mogelijk en heeft ook ecologische nadelen.

In dit artikel wordt aan de hand van recent OBN-onderzoek een mogelijk alternatief voor hakhoutbeheer gepresenteerd.

Diversiteit en achteruitgang

De Zuid-Limburgse hellingbossen staan van oudsher bekend om hun enorme soortenrijkdom. Dit heeft verschillende oorzaken. In de eerste plaats betreft het hier in vrijwel alle gevallen zeer oude bosgroeiplaatsen. Daarnaast bestaat er binnen het hellingbosareaal een grote variatie aan milieuomstandigheden, samenhangend met de complexe geologie van de regio. Tenslotte wordt de variatie verder vergroot door historische verschillen in gebruiksrechten en -vormen (van Westreenen, 1989). Kenmerkend voor alle hellingbossen is een combinatie van schaduwtolerante, strikte bosplanten en meer lichtgebonden soorten van kapvlakten en bosranden. De eerste groep is verantwoordelijk voor het befaamde bloemrijke voorjaarsaspect en bevat veel indicatoren van een oud-bosmilieu, zoals Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*) en Donkersporig bosviooltje (*Viola reichen-*

bachiana). Tot de tweede categorie behoren verschillende orchideeënsoorten van kalkrijke bodem, zoals Purperorchis (*Orchis purpurea*), Vliegendorchis (*Ophrys insectifera*) en Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*).

Al decennialang gaat de hellingbosflora gestaag achteruit (Bobbink et al., 2008). De belangrijkste oorzaak is de verandering in bosbeheer. Zo'n 70 à 80 jaar geleden werd het traditionele beheer als 'hakhout-met-overstaanders' beëindigd, waarna vrijwel alle hakhoutbossen doorgroeiden tot opgaande bossen. Zo kwam een abrupt einde aan vele eeuwen van periodieke lichtstelling, bodemroering en afvoer van biomassa. Daarvoor kwamen toenemende duisternis en accumulatie van strooisel op de bosbodem in de plaats. Verder hebben 'zure regen', inspoeling van meststoffen vanaf de bovenliggende plateaus en atmosferische depositie van stikstof een rol gespeeld in de achteruitgang van de hellingbosflora. Van alle kwalen heeft

lichtgebrek de grootste gevolgen voor de ondergroei gehad (Hommel et al., 2010). Overigens heeft de langdurige periode van niet-ingrijpen voor bepaalde soortgroepen ook 'nieuwe' waarden opgeleverd, zoals aan dood hout gebonden mossen en paddenstoelen, en diersoorten die afhankelijk zijn van boomholten.

Hakhout-met-overstaanders

Bosgebruik en -beheer zijn in de loop der eeuwen vaak veranderd. Er kunnen twee hoofdrichtingen worden onderscheiden: hakhout en hoog, opgaand hout. Het verschil zit in de wijze waarop de verjonging van het houtgewas tot stand komt (den Ouden et al., 2010; kader 1). De combinatie, hakhout met opgaande bomen, wordt middenbos of middelhout genoemd. Vast staat dat deze mengvorm erg oud is, ook in Zuid-Limburg.

In het middelhout was de hakhoutcomponent het belangrijkste. Afhankelijk van de bodem liep de samenstelling van de begroeiing sterk uiteen. Van hoog naar laag, van arm naar rijk, bestond het houtgewas meestal uit berken, lijsterbessen, eiken, haagbeuken, esdoorns, hazelaars en essen (van Westreenen, 1989). Het aantal overstaanders was beperkt, omdat teveel schaduw de vitaliteit van het hakhout schaadde (foto 1). Het hakhout kwam ten goede aan iedereen; van de hoge bomen profiteerde vooral de landheer. Overstaanders waren bijna altijd eiken, die goed zaag- en timmerhout leverden, en onder de eikenbomen werden tot in de 16e eeuw varkens gehoed. Op rijkere gronden kwamen ook kersen en iepen als overstaander voor.

Het veelal naar oude gewoonten gereglementeerde bosgebruik was gericht op een duurzame energievoorziening. Kaprechten waren primair verbonden aan huizen en buurtschappen, niet aan personen. Ieder jaar werd een bepaalde oppervlakte van het hakhout volledig kaal gekapt. Geen tak of twijg bleef achter. De oogst was afgestemd op een toereikende hoeveelheid brandhout. De gemiddelde kapcyclus

Kader 1. Begrippen

HAKHOUT	beheersysteem waarbij de opstand wordt verjongd via vegetatieve regeneratie aan de stobbe die na kap achterblijft. Verjonging vindt plaats in korte omlopen.
HOOGHOUT	beheersysteem waarin bomen doorgroeien tot relatief grote individuen in een opgaand bos, en waarbij de opstand verjongd wordt via aanplant of uit zaad.
MIDDELHOUT	beheersysteem van hakhout met opgaande bomen als overstaanders.
MIDDENBOS	het bos dat volgens het middelhoutstelsel beheerd wordt.
OMVORMING	het veranderen van beheersysteem of boomsoortensamenstelling.
ONGELIJKVORMIG HOOGHOUT	een vorm van hooghout, waarbij regelmatig sterk wordt ingegrepen in de kroonlaag, en verschillende generaties bomen in de reserve worden aangehouden.
OVERSTAANDER	opgaande boom die gespaard wordt bij de kap van een opstand of groep bomen.
RESERVE	opgaande bomen van verschillende leeftijden in een middelhout of een ongelijkvormig hooghout.



Foto 1. Savelsbos in de jaren '20 van de vorige eeuw (foto: archief Freek van Westreenen).

bedroeg slechts tien tot twaalf jaar, wat het aandeel snelle groeiers, zoals Hazelaar (*Corylus avellana*), sterk bevorderde. De oogst van de overstaanders gebeurde naar behoefte. Echt oud werden de bomen doorgaans niet, mede door het telkens terugkerend oorlogsgeweld (vóór 1800). Wat nu nog te zien is in de hellingbossen zijn overblijfselen van een boscultuur uit de 19de eeuw. Na de Tweede Wereldoorlog is de tijd van hakhout met overstaanders voorbij.

Terug naar het middelhout?

Vanaf de jaren '70 is in het Oombos en het Schaelsbergerbos, beide in de omgeving van Valkenburg aan de Geul, geëxperimenteerd met omvorming van het doorgeschoten hakhout naar middelhout. Later vonden deze voorbeelden elders in het Heuvelland navolging. Uitgangspunt was zoveel mogelijk aan te sluiten bij de oude beheerpraktijk: een kapcyclus van acht tot twaalf jaar, een lage kroonsluiting van de overstaanders en intensieve nazorg voor de kapvlakten waarbij zoveel mogelijk takhout worden verwijderd. Met de hoge lichtstelling en het schonen van de kapvlaktes wordt uitstel van de onvermijdelijke ruigtefase en daarmee een optimale ontwikkeling van de bijzondere kapvlaktele flora beoogd. Hoewel dit niet het primaire doel is, profiteert ook de hakhoutlaag, zoals oude hazelaarstobben en nieuwe stobben van essenhakhout of Rode kornoelje (*Cornus sanguinea*). In eerste instantie waren de resultaten door de sterke verruiging met Braam (*Rubus spec.*) en Bosrank (*Clematis vitalba*) teleurstellend, maar na de tweede en derde kapcyclus bleek de mate van verruig-

ging af te nemen en bleken de aantallen exemplaren van veel doelsoorten, waaronder veel orchideeënsoorten, gestaag toe te nemen (Eichhorn & Eichhorn, 2007). Inmiddels hebben verschillende percelen hun vierde kapcyclus doorlopen en worden geleidelijk ook de lange termijneffecten op de bossoorten zichtbaar. Op diepe leembodems (en vooral onder Hazelaar) lijkt de bosflora gunstig te reageren; op ondiepe, snel opwarmende en uitdrogingsgevoelige kalkbodems lijkt juist sprake te zijn van achteruitgang. Dit moet echter nog nader onderzocht worden. Het belangrijkste bezwaar tegen het middelhout is bedrijfseconomisch: door de hoge frequentie, de geringe opbrengsten en het zeer arbeidsintensieve karakter is traditioneel middelhout geen reële optie voor grootschalige toepassing.

Op zoek naar alternatieven

Een alternatief voor middelhout zal aan meerdere eisen moeten voldoen. In de eerste plaats gaat het om herstel van de natuurwaarden die het meest kenmerkend zijn voor de hellingbossen. Vanuit botanisch oogpunt zijn dat de bosflora en de karakteristieke flora van bosranden en kapvlakten. In de tweede plaats zoeken wij een beheersysteem waarin ook plaats is voor 'nieuwe' waarden, die gekoppeld zijn aan een meer spontane bosontwikkeling. In de derde plaats moet het systeem over grotere oppervlakten toepasbaar zijn. Dit is alleen realistisch als het geen hoge kosten met zich mee brengt. Op hoofdlijnen zijn drie mogelijke alternatieven voor het traditionele middelhoutbeheer denkbaar.

1. SPONTANE BOSONTWIKKELING

Spontane ontwikkeling is per definitie goedkoop, is op elk groeiplaatstype uitvoerbaar en biedt kansen voor eerdergenoemde 'nieuwe' waarden. Na 70 à 80 jaar ongestoorde ontwikkeling bleken de effecten op de kenmerkende natuurwaarden van het hellingbos echter zeer negatief. De belangrijkste oorzaak is het toenemend lichtgebrek op de bosbodem waardoor niet alleen de lichtgebonden kapvlakte- en bosrandsoorten maar uiteindelijk ook de meer schaduwtolerante bossoorten sterk achteruit zijn gegaan. Omdat de meeste (helling)bossen klein zijn en de oppervlakte van de verschillende hellingzones daarbinnen nog kleiner is, is lokaal uitsterven van soorten een groot risico. Daarbij komt dat door intensivering van de landbouw rondom de bossen uitwisseling van soorten tussen de verschillende bosfragmenten problematisch is geworden. Herstel is daarmee afhankelijk geworden van de zaadbank en eventueel nog aanwezige 'slapende' wortelstokken enzovoort. Uiteindelijk raakt dit geheugen van het bos uitgeput (Hommel et al., 2010). Voor het behoud van de kenmerkende flora lijkt een grootschalige toepassing van een beheer gericht op spontane bosontwikkeling in het Heuvelland niet gewenst.

2. GELIJKVORMIG HOOGHOUT

Deze beheervorm biedt de grootste kans op een in economische zin rendabel beheer. De ecologische winst zal echter minimaal zijn. Er is weinig ruimte voor de ontwikkeling van 'nieuwe waarden' en de teloorgang van de 'oude waarden' zal vrijwel ongehinderd doorgaan. Alleen de bosrand- en kapvlaktesoorten met een zeer persistente zaadbank zullen periodiek kunnen profiteren. Ook uit onderzoek in België en Noord-Frankrijk bleek omvorming van (voormalig) middenbos naar opgaand productiebos in ecologisch opzicht rampzalig (van Calster et al., 2008).

3. ONGELIJKVORMIG HOOGHOUT

Het ongelijkvormige hooghout of Futaie Irrégulière is een in Frankrijk ontwikkeld beheersysteem (de Turckheim & Bruciacchie, 2005). Het kan het best worden gekarakteriseerd als een uitkapbos met lichtbehoevende boomsoorten (foto 2). In de praktijk lijkt het op het middelhout,

Foto 2. Ongelijkvormig hooghout bij Le Nouvion-en-Thiérache in Noord-Frankrijk, juli 2009 (foto: Jan den Ouden).



maar het verschilt daarvan op enkele essentiële punten. Het systeem richt zich op het creëren van een bosstructuur met een bovenetage van opgaande bomen (de reserve) en daaronder een struiklaag waarin de jonge bomen groeien die na selectie als een nieuwe generatie aan de reserve worden toegevoegd. De reserve bestaat uit verschillende generaties bomen, met een vaste verhouding in stamtallen tussen de verschillende generaties (tabel 1). De kapcyclus en de aantallen te behouden bomen zijn afhankelijk van de groeisnelheid van de bomen en het gewenste aantal generaties. In de praktijk wordt een kapcyclus aangehouden van 15 à 20 jaar, afhankelijk van de groeiplaats. Bij elke ingreep wordt een vast percentage bomen uit elke generatie van de reserve weggekapt en wordt vrijwel de gehele struiklaag afgezet. Een vast aantal jonge bomen wordt gespaard en als jongste generatie aan de reserve toegevoegd. Het beheer in het ongelijkvormig hooghout is gericht op de groei van kwalitatief hoogwaardig hout in de reserve. De diameterverdeling van de verschillende generaties in de reserve van een ongelijkvormig hooghout is qua vorm vergelijkbaar met de diameterverdeling van het klassieke uitkapbos, zoals in Midden-Europa wordt toegepast. Het grote verschil is dat in het ongelijkvormig hooghout minder frequent, maar wel veel intensiever wordt ingegrepen in de bosstructuur om voldoende licht op de bosbodem te brengen voor het laten opgroeien van een nieuwe generatie

bomen. Er wordt immers – net als in het middelhout – gewerkt met lichtbehoevende soorten als Zomer- en Wintereik (*Quercus robur* en *Q. petraea*), Zoete kers (*Prunus avium*) en Es (*Fraxinus excelsior*) die veel licht nodig hebben. In een klassiek uitkapbos wordt daarentegen gewerkt met schaduwverdragende soorten als Beuk (*Fagus sylvatica*), Fijnspar (*Picea abies*) en Zilverspar (*Abies alba*). Het aantal bomen in de reserve, en dus de kroonbedekking, is na iedere ingreep dan ook aanzienlijk lager dan in het klassieke uitkapbos. De keuze voor het aan te houden aantal bomen per generatie (diameterklasse) in de reserve is afhankelijk van de dichtheid van het kronendak die wordt nagestreefd direct na elke ingreep. Iedere individuele boom levert hier een bijdrage aan. Door al deze individuele bijdragen bij elkaar op te tellen kan de totale bedekking worden geschat voor elke willekeurige diameterverdeling (tabel 1). De kroonbedekking moet laag genoeg zijn om voldoende licht door te laten voor de ontwikkeling van de verjongende bomen en struiken, maar niet te laag omdat er dan weinig oogstbare opgaande bomen overblijven

en door te grote instraling verruiging sterk in de hand wordt gewerkt. De optimale sluitingsgraad is daarmee ook afhankelijk van de expositie. Voor toepassing in natuurgebieden kan dit systeem worden uitgebreid met een extra generatie van oude tot zeer oude bomen ('veteranen') die op termijn op stam mogen sterven. Daarbij kunnen ook bomen van gemiddelde ouderdom met duidelijk ontwikkelde holtes in de stam in de reserve worden opgenomen. Dergelijke bomen zijn houtteeltkundig minder interessant (en drukken dus op termijn de opbrengst van de houtoogst) maar kunnen van grote betekenis zijn voor onder andere vleermuizen, holenbroeders en doodhoutkevers (Vandekerckhove et al., dit nummer; Thomaes & Crèvecoeur, dit nummer). Ongelijkvormig hooghout lijkt hiermee het beste van verschillende werelden te combineren. De rigoureuze periodieke lichtstelling komt sterk overeen met die in het middelhout. Dit is vooral van belang voor licht-gebonden soorten van kapvlakten en bosranden. De verstoring van de bosbodem is echter minder inten-

Sluitingsgraad (%)		30	35	40	45	50	55
Generatie in reserve	Diameterklasse (cm)						
1	0-10	21	27	32	38	42	48
2	10-20	15	19	23	27	30	34
3	20-30	11	14	16	19	21	24
4	30-40	8	10	12	14	15	17
5	40-50	5	7	8	10	11	12
6	50-60	4	5	6	7	8	9
veteranen	> 60	8	8	8	8	8	8
Totaal		72	90	105	123	135	154

Tabel 1. Aantal aan te houden bomen per hectare per diameterklasse (generatie) bij verschillende kroonbedekking (sluitingsgraad). In deze berekening is uitgegaan van een rotatie van 15 jaar, zeven generaties (diameterklassen), een constante gemiddelde diameter-bijgroei van 7 mm per jaar, en een individuele kroonbedekking in m² van een boom van 17+210*dbh² (gemeten in de twee behandelde bossen). Binnen de kolommen neemt het aantal bomen steeds af met een factor $N_{g+1} = N_g / 1.4$, waarbij N_g staat voor het aantal overstaanders in een generatie en N_{g+1} het aantal in de daaropvolgende generatie. Er worden in dit voorbeeld altijd acht bomen per hectare gespaard ('veteranen').

sief en de frequentie van de ingrepen is lager dan in het middelhout, maar veel hoger dan in een opgaand productiebos. Dit is naar verwachting gunstig voor de 'echte' bosplanten. Het systeem biedt daarbij de ruimte om ook 'nieuwe waarden' tot ontwikkeling te laten komen, met name door het aanhouden van veteranen. Verder is het systeem in principe over de gehele hellinggradiënt toepasbaar en is het door zijn lagere frequentie, geringere intensiteit en hogere houtopbrengst in bedrijfseconomisch opzicht gunstiger dan het traditionele middelhoutstelsel.

Praktijkproeven in het Eysers- en Wijlrebos

Om de mogelijkheden van ongelijkvormig hooghout nader te onderzoeken werden in OBN-verband twee praktijkproeven opgestart, één in het Eysersbos (van Stichting het Limburgs Landschap) en één in het Wijlrebos (van Staatsbosbeheer) (Hommel et al., 2015).

Beide proefgebieden zijn circa 2,5 hectare groot en liggen grotendeels op relatief ondiepe kalkbodems. Beide zijn ook met zekerheid al sinds de 19de eeuw met bos bedekt, hebben blijkens de bosstructuur een verleden als middenbos, maar zijn al zeker een halve eeuw niet meer als zodanig beheerd. Er zijn ook verschillen: het Eysersbos ligt op het zuiden geëxponeerd, het Wijlrebos op het noordwesten; in het Eysersbos ligt de kalksteen gemiddeld iets ondieper dan in het Wijlrebos. In beide gebieden werden drie proefvakken uitgezet. In één daarvan werd niet ingegrepen (referentie), in het tweede en derde vak werd de kroonsluiting teruggebracht tot respectievelijk 55% en 35%. De kap vond in het Eysersbos plaats in februari 2012 (foto 3), in het Wijlrebos in maart 2013. Voor beide gebieden geldt dat in de uitgangssituatie ogenschijnlijk al voldoende bomen in elke diameterklasse aanwezig waren om de gewenste stamtaalverdeling direct in één kapronde te realiseren (fig. 1). Voor de kap speelden echter meer criteria een rol, zoals de gewenste boomsoortverdeling en de vitaliteit. Zo zijn schaduwsoorten als Beuk en Haagbeuk (*Carpinus betulus*) in de reserve minder gewenst, terwijl veel jonge essen en kersen sterk onderdrukt waren. Ook dienden voldoende bomen met holten behouden te blijven, met name voor vleermuizen, en er werd een aantal bomen aangewezen die onberispelijk oud mogen worden en uiteindelijk

op stam mogen sterven. In de praktijk zullen daarom meerdere cycli nodig zijn vóór van een echt lopend systeem gesproken kan worden. De verschillen met het middelhout zullen dan geleidelijk steeds groter worden.

Effecten van de ingreep

Na de ingreep werden in alle proefvakken de effecten op de dag- en nachtvlinders onderzocht en de vegetatieontwikkeling gevolgd. Het vlinderonderzoek werd uitgevoerd per proefvak (Wallis de Vries & Prick, dit themanummer). Voor het vegetatieonderzoek werden in elk proefvak zes permanente kwadraten van 100 m² ingericht. Hier worden de belangrijkste trends

in de ontwikkeling van de vaatplanten gegeven (voor een gedetailleerd overzicht zie Hommel et al., 2015). In beide gebieden heeft de ingreep geleid tot een grote toename van het soortenaantal, vooral bij de laagste kroonbedekking (fig. 2a). De sterke toename werd voor een belangrijk deel veroorzaakt door karakteristieke lichtafhankelijke soorten van bosranden en kapvlakten, en door algemene soorten die in het huidige cultuurlandschap geen relatie met bossystemen hebben (foto 4). Veel van de nieuw verschenen soorten hebben een langlevende zaadbank, bijvoorbeeld gras-, zegge-, klokjes- en hertschooissoorten (fig. 2b). De meest bijzondere nieuwvestigingen betroffen de Bosdravik (*Bromopsis*

Foto 3. Eysersbos, kort na de kapwerkzaamheden. Op de voorgrond het proefvak met de laagste kroonsluiting (35%), daarachter het proefvak met een kroonsluiting van 55% en op de achtergrond het niet gekapte referentievak (foto: Jan den Ouden).

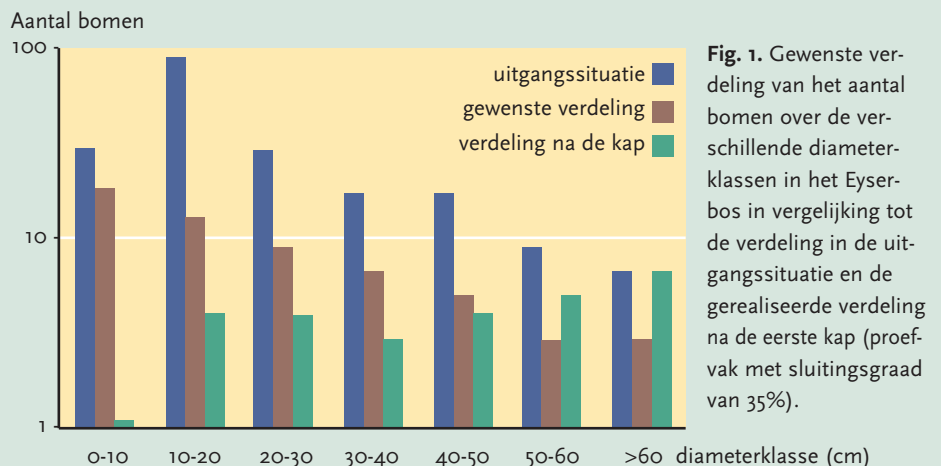


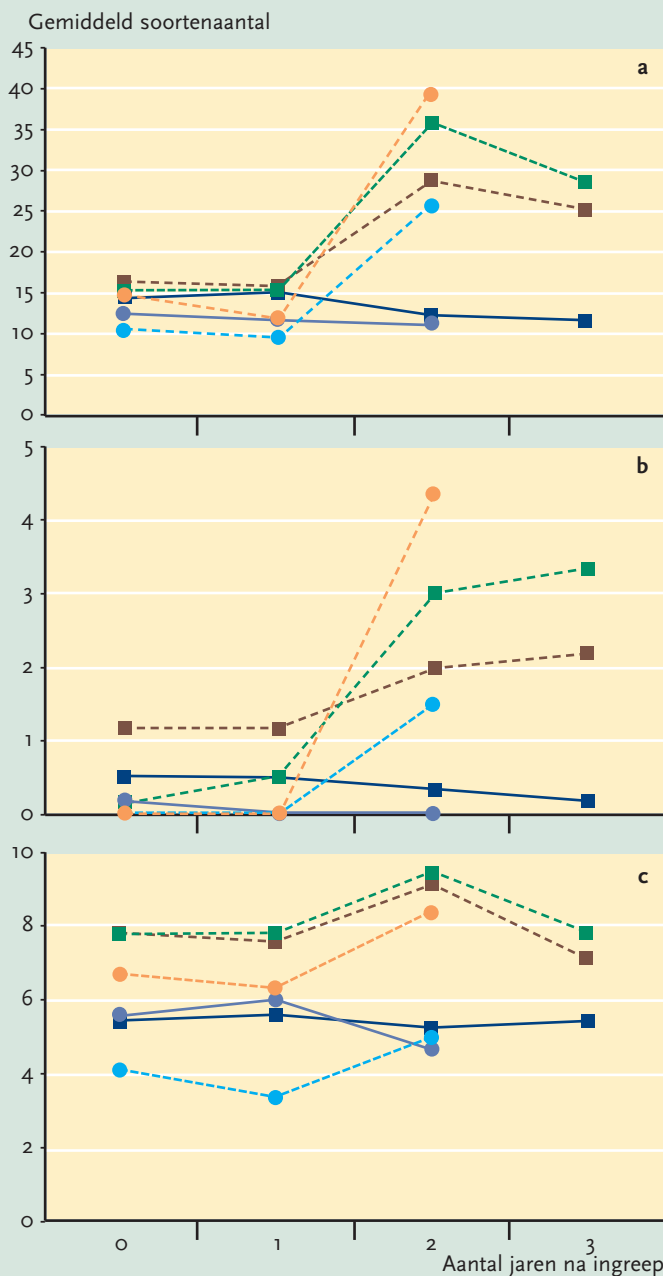
Fig. 1. Gewenste verdeling van het aantal bomen over de verschillende diameterklassen in het Eysersbos in vergelijking tot de verdeling in de uitgangssituatie en de gerealiseerde verdeling na de eerste kap (proefvak met sluitingsgraad van 35%).

ramosa subsp. *benekenii*) in het Eyserbos en het Prachtklokje (*Campanula persicifolia*) bij Wijlre. In het derde groeiseizoen na de kap neemt, ondanks de toenemende bedekking door bramenruigte, het aantal kapvlakte- en bosrandsoorten nog steeds licht toe. Bij de echte bossoorten is na een toename in het tweede jaar weer een lichte afname in het derde jaar (fig. 2c). De meeste bossoorten waren overigens vóór de kap reeds aanwezig, vaak met een lage bedekking (foto 5). Veelal is onduidelijk of de uitbreiding plaatsvond vanuit de zaadbank, nieuw gevormd zaad of vanuit 'slapende' wortelstokken. Alleen van Slanke sleutelbloem en Witte klaverzuring (*Oxalis acetosella*) werden met zekerheid kiemplanten waargenomen.

Verdere ontwikkeling

Verwacht wordt dat binnen één kapcyclus de meeste kapvlakte- en bosrandsoorten zullen verdwijnen bij vermindering van het lichtaanbod. Dit lijkt geen probleem, want ze hebben alle bewezen zich na een langdurige periode van afwezigheid en lichtgebrek snel opnieuw te kunnen vestigen. De grote vraag is veeleer: wat gaat er gebeuren met de al aanwezige en de nieuw-gevestigde bosplanten bij een mogelijk drastische vermindering van het lichtaanbod? Belangrijke factor hierbij is de ontwikkeling van dichte vegetaties van woekerplanten als Bosrank en bramen. Bosrank speelt, anders dan bijvoorbeeld op de Schaelsberg, in onze proefgebieden geen rol van betekenis, maar bramen neigen vanaf het tweede groeiseizoen na kap plaatselijk wel tot dominantie, vooral op de plekken met veel instraling (lage kroonsluiting, zuidexpositie) en/of aanwezigheid van veel strooisel (op zure bodem, onder Beuk). Recent OBN-onderzoek naar de effecten van bosrank- en braamverwijdering in het Oombos en Schaelsbergerbos geeft aan dat de negatieve

Foto 4. Kapvlaktevegetatie in het meest open deel van het Wijlrebos in het tweede groeiseizoen na de kap: een bonte mengeling van soorten, waaronder Boszegge (*Carex sylvatica*), Madeliefje (*Bellis perennis*), Gewone paardebloem (*Taraxacum officinale*), Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*) en Donkersporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana*) (foto: Rein de Waal).



effecten van beide soorten op de verschillende doelsoorten in de ondergroei gering zijn, althans in de eerste twee jaar na de ingreep. Ontwikkeling van braamruigtes op kapvlakten kan overigens ook positieve effecten hebben, doordat natuurlijke verjonging en nieuwe aanplant in het meest kwetsbare stadium beschermd worden tegen reeënvraat. Uiteindelijk zal de bedekking van braam door lichtgebrek spontaan afnemen, zodra het bos zich weer sluit. De cyclische ontwikkeling van de braamstruwelen wordt dus primair gestuurd door het lichtaanbod (en niet door stikstof). Ervaring uit het verleden leert dat de piek van de braambedekking in het middelhout rond het vierde jaar na de kap ligt.

Grote vraag is ook hoe de reserve zich in de periode tot de volgende kap zal gaan ontwikkelen. Cruciaal hierbij is dat de verjonging die nu opgroeit voldoende eiken, kersen en essen van goede stamkwaliteit bevat, die bij een volgende ingreep aan de reserve kunnen worden toegevoegd. Om voldoende eiken en kersen te garanderen zijn deze aangeplant. Es verjongt zich voldoende, maar het is afwachten of de Es zich voldoende kan gaan handhaven met de komst van *Chalara fraxinea*, de schimmel die essentaksterfte veroorzaakt. Het beheersysteem richt zich op het laten opgroeien van bomen met een hoge stamkwaliteit, waardoor op termijn de inkomsten uit beheer kunnen worden vergroot. Tegelijkertijd zullen bij de geplande langere rotatieperiode de bomen uit de onderlaag van het bos grotere diameters bereiken waarmee de oogstkosten naar verwachting lager kunnen zijn dan bij een traditioneel middelhoutbeheer (met kortere rotatieperiodes en daardoor veel meer kleinere te oogsten stammetjes). Slimme oogsttechnieken en technologische ontwikkeling kunnen leiden tot verdere kostenbesparingen die voorwaarde zijn om de benodigde ingrepen op duurzame wijze voort te kunnen zetten.

Foto 5. Kaplaktevegetatie in het half-open deel van het Wijlrebos in het tweede groei-seizoen na de kap. Bosplanten als Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*), Eenbloemig parelgras (*Melica uniflora*) en Donkersporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana*) zijn sterk toegenomen (foto: Rein de Waal).



Conclusie

De achteruitgang in populaties van diverse planten- en diersoorten in de Zuid-Limburgse hellingbossen lijkt vooral het gevolg van langdurig uitblijven van de grootschalige verstoringen en lichtstelling die periodiek optraden tijdens vele eeuwen hakhoutbeheer. De praktijkproeven in het Eyseren Wijlrebos tonen aan, evenals eerdere experimenten elders in het heuvelland, dat het intensief ingrijpen in de kroonlaag van hellingbossen kan leiden tot een grote toename van doelsoorten. Door opnieuw licht te brengen in deze bossen konden veel soorten zich opnieuw vanuit de zaadbank of vanuit de omgeving vestigen, is er een nieuwe zaadbank gevormd en zijn kwijnende wortelstokken gerevitaliseerd. Kennis over de snelheid waarmee soorten verschijnen en weer verdwijnen na een ingreep is nu essentieel voor een doelmatig herstelbeheer op landschapsschaal. Nu al is duidelijk dat het niet nodig is om maximaal in te zetten op het herstel van het traditionele hakhout. Ook middels het ongelijkvormige hooghout kunnen condities worden gecreëerd voor het behoud van typische hellingbosgemeenschappen en soorten.

Literatuur

- Bobbink, R., R.J. Bijlsma, E. Brouwer, K. Eichhorn, R. Haveman, P. Hommel, T. van Noordwijk, J. Schaminée, W. Verberk, R. de Waal & M. Wallis de Vries, 2008.** Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg. Rapport DK nr. 2008/094-O. Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.
- Calster, H. van, R. Vandenberghe, M. Ruysen, K. Verheyen, M. Hermy & G. Decocq, 2008.** Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. *Journal of Ecology* 96:1365-2745.
- Eichhorn, K.A.O. & L.S. Eichhorn, 2007.** Herstel van de soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 96 (8): 240-246.
- Hommel, P.W.F.M. (red.), R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden, J.H.J. Schaminée, R.W. de Waal, M.F. Wallis de Vries & B.J.C. Willers, 2010.** Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten eerste onderzoeksfase. Rapport 2010/dk140-O. LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.
- Hommel, P.W.F.M., R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, J. den Ouden, R.W. de Waal & M.F. Wallis de Vries, 2015.** Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten praktijkproeven: omvorming van voormalig middenbos naar gevarieerd opgaand bos. OBN-rapport. VBNE, Driebergen.
- Honnay, O., M. Hermy & P. Coppin, 1999.** Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73-84.
- Ouden, J. den, P. Jansen, L. Meiresonne & R. Knol, 2010.** Hakhout en middelhout. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en bosbeheer*. Acco, Leuven.
- Turckheim, B. de & M. Bruciamacchie, 2005.** La futaie irrégulière : théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature. Edisud, Aix-en-Provence.
- Westreenen, F.S. van, 1989.** De Zuidlimburgse bossen; jong bos of oude stoven? Een boshistorisch overzicht vanaf 1800. *Natuurhistorisch Maandblad* 78 (3): 48-54.

Summary

Irregular high forest: an alternative for the traditional coppice-with-standards forest management of the slope forests of Zuid-Limburg?

The slope forests of Zuid-Limburg, particularly with chalk bedrock close to the soil surface, are renowned for their diverse flora, but this diversity has decreased dramatically in the last decades. This decrease has been attributed to several environmental factors, but the main cause appears to be the prolonged dark phase persisting under a dense tree canopy. Traditionally, these slope forests were managed under a coppice-with-standards silvicultural system, frequently bringing light and disturbance to the forest floor and thus promoting the maintenance of a highly diverse vegetation. Around World War II, this traditional system was abandoned, leading to the development of high forest, a long-term closure of the forest canopy and consequently the demise of the characteristic flora. Several restoration projects have demonstrated that reversion to traditional coppice-with-standard management greatly benefits the restoration of the typical slope-forest flora. This type of management is extremely costly, however, and thus not appropriate to be installed over larger areas. This article describes the first results of an alternative approach with the application of an irregular high forest system.

The irregular high forest may best be characterised as a selection forest with light-demanding species. Within a 15-20 year cycle, all undergrowth is removed, except for a selection of young trees that are added to the reserve. The reserve consists of a population of trees of different ages, and are selected for stem form and species. The system also resembles the traditional coppice-with-standards in the frequent disturbance and clearance of the undergrowth, but differs from it in the lower frequencies of the coupes and the larger canopy cover of the reserve. Harvest of larger diameter trees of intended high stem quality will reduce harvesting costs and increase revenue.

The irregular high forest system was established a two experimental sites, each with a control treatment, and a 35% and 55% residual canopy treatment. Results of the first three years after harvest show a strong increase in botanical diversity. Species of high light and forest edge habitats have re-established from the seed bank or from seed dispersed into the sites. Typical forest herb species increased in abundance or re-established on the site.

The irregular high forest systems appears a promising alternative to the traditional coppice-with-standards system to restore the characteristic flora of the slope forests in Zuid-Limburg. Yet, it will take a number of cutting cycles before the entire system can be evaluated in terms of ecological and economic sustainability.

J. den Ouden
Leerstoelgroep Bosecologie en bosbeheer,
Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen.
jan.denouden@wur.nl

P.W.F.M. Hommel
Alterra, Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
patrick.hommel@wur.nl

K.A.O. Eichhorn
Eichhorn Ecologie
Melis Stokestraat 29, 3702 BK Zeist
eichhorn@eichhorn-ecologie.nl

F.S. van Westreenen
Staatsbosbeheer, Regio Zuid
Hart van Brabantlaan 16
5038 JL Tilburg
F.Westreenen@staatsbosbeheer.nl



Viooltjesrijk aspect van het Eyserbosch in 2013, het tweede voorjaar na kap (foto: Michiel Wallis de Vries).

Effecten van omvorming van hellingbossen naar ongelijkvormig hooghout op de vlinderfauna

Michiel Wallis de Vries & Marcel Prick

De Limburgse hellingbossen herbergen van oudsher een bijzonder soortenrijke fauna. Het verlies aan structuurvariatie na het staken van het traditionele hakhoutbeheer is waarschijnlijk een belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van de fauna. Dag- en nachtvlinders verschillen in hun afhankelijkheid van zonnewarmte en waardplanten. Daarom kunnen op korte termijn tegengestelde effecten van omvorming worden verwacht. In dit artikel worden de effecten van omvorming van hellingbossen op de vlinderfauna gedurende de eerste drie jaren beschreven.

Achtergrond

De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn van oudsher opvallend rijk aan bijzondere planten- en diersoorten. Naast kalkgraslanden behoren de kalkrijke hellingbossen tot de belangrijkste hotspots van biodiversiteit in het heuvellandschap. De soortenrijkdom van hellingbossen is de laatste 70-80 jaar echter sterk achteruit gegaan (Bobbink et al., 2008). Tal van oorzaken spelen hierbij een rol, maar het stoppen van het traditionele hakhoutbeheer is vermoedelijk de belangrijkste oorzaak (den Ouden et al., dit nummer). Het vroegere bosgebruik leidde tot een grotere botanische soortensamenstelling en vegetatiestructuur – en daarmee ook variatie in lichtinval en microklimaat. Voor de vlinderfauna, als één van de indicatieve soortgroepen voor de biodiversiteit van de hellingbossen, zijn dit belangrijke factoren bij het bepalen van de habitatkwaliteit.

Over de effecten van bosbeheer op de vlinderfauna wordt geleidelijk aan meer bekend (Wallis de Vries & Prick, 2012; Veraghtert & Merckx, 2014; Omon et al., 2015). Voor dagvlinders is naast een voldoende aanbod van veelal kruidachtige waard- en nectarplanten, ook de warmte van invallend zonlicht van groot belang. Nachtvlinders zijn echter veel minder afhankelijk van zonnewarmte en benutten vaak een groter scala aan waardplanten dan dagvlinders, waaronder ook meer houtige planten. Bij omvorming van hellingbossen is het daarom te verwachten dat nachtvlinders op korte termijn in aantal en soortenrijkdom achteruit gaan, terwijl dagvlinders zullen profiteren. Door het behoud van overstaanders, zoals bij de overgang naar onregelmatig hooghout, worden de negatieve effecten op nachtvlinders mogelijk gedempt (Wallis de Vries & Prick, 2012). Dit is in een omvormingsproef in twee Zuid-Limburgse hellingbossen onderzocht.

Methode

De twee proeflocaties zijn beschreven door den Ouden et al. (dit nummer). Voor de vlinders is het van belang dat de locatie Eyserbosch (Eys) een helling met expositie op het warme zuiden betrof, terwijl de locatie Wijlre op het koelere noordwesten geëxponeerd lag. Op beide locaties werd een beheer van 'ongelijkvormig hooghout' ingevoerd door in twee al geruime tijd onbeheerde hellingbossen de kroonbedekking terug te brengen tot respectievelijk 55% en 35%.

In 2013 en 2014 is voor de vlinderfauna, na de nulmeting in 2011, een effectmeting uitgevoerd. Dit is gedaan voor dagvlinders met herhaalde zichttellingen van vaste duur en voor nachtvlinders (Macrolepidoptera) met vangsten in draagbare kistvallen

met een 12 V / 6 W actinic lamp. Onderzoek leert dat deze lichtvallen alleen vlinders aantrekken op afstanden van hooguit enkele tientallen meters (van Grunsven et al., 2014; Merckx & Slade, 2014), zodat de bemonstering representatief voor de proefvlakken zelf geacht mag worden. De nulmeting werd voor de nachtvinders bij wijze van verkenning alleen in de middelste proefvlakken (55% kroonbedekking na kap) uitgevoerd.

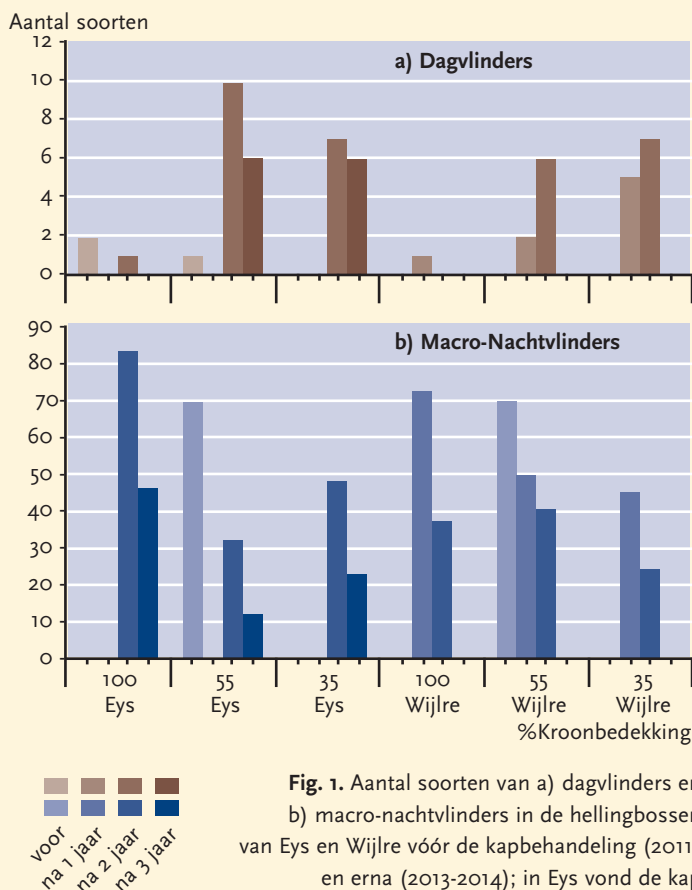


Fig. 1. Aantal soorten van a) dagvlinders en b) macro-nachtvlinders in de hellingbossen van Eys en Wijlre vóór de kapbehandeling (2011) en erna (2013-2014); in Eys vond de kap begin 2012 plaats, in Wijlre begin 2013. Aangegeven is het percentage kroonbedekking na de behandeling voor elk proefvlak.

Toename van dagvlinders

Gedurende de drie jaren zijn 139 exemplaren van 17 soorten dagvlinders waargenomen. De kapingreep heeft in beide bossen tot hogere aantallen soorten en individuen dagvlinders geleid (fig. 1a). In de ongekapte controles werden vrijwel geen vlinders gezien. Tussen de twee kapregimes was geen duidelijk verschil aan te wijzen. In Eys was het aantal soorten in het derde jaar na de ingreep weer wat gedaald ten opzichte van het tweede jaar, terwijl in Wijlre de soortenrijkdom in het tweede jaar hoger was dan in het eerste jaar na kap.

De meeste waargenomen soorten zijn landelijk algemeen. Er werden twee zeldzame aandachtsoorten voor hellingbossen gezien: Keizersmantel (*Argynnis paphia*) (Eys) en Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*) (Wijlre). De waarneming van de Kleine ijsvogelvlinder betrof vermoedelijk een zwerver. De Keizersmantel daarentegen lijkt bezig te zijn om zich op de viooltjesrijke kap-

plekken van Eys te vestigen (Omon et al., 2015). In 2010 en 2011 werd de soort incidenteel in de omgeving gemeld, maar in 2012 niet meer. Vestiging lijkt in 2013 te zijn opgetreden. In 2014 werden op 18 juni al drie Keizersmantels gezien, wat wijst op lokaal opgegroeide vlinders. Ook werden parende vlinders waargenomen. Daarna zijn tot 27 augustus 2014 regelmatig Keizersmantels gemeld, met een maximum van vijf individuen. In de proefvlakken werd de soort alleen in de gekapte percelen waargenomen. In 2015 heeft er geen gericht onderzoek plaats gevonden, maar is het wel opmerkelijk dat er geen enkele waarneming van Keizersmantels bij Eys bij de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) is gemeld.

Afname van nachtvinders

Op beide locaties samen werden in totaal over de periode 2011-2014 1651 individuen van 180 soorten Macro-nachtvlinders gevangen. In beide gebieden werden ongeveer even veel soorten en individuen geteld (Eys: 834 vlinders van 142 soorten, Wijlre: 817 vlinders van 144 soorten).

In tegenstelling tot de dagvlinders was er bij de nachtvinders sprake van een forse afname van zowel het aantal soorten als het aantal individuen in de 55%-behandeling voor zowel Eys als Wijlre (fig. 1b). Het aantal soorten was in 2013 ook beduidend lager in beide gekapte proefvlakken dan in de ongekapte controle, waar het aantal soorten naar verwachting vergelijkbaar was met de situatie vóór de kap. In 2014 was het aantal soorten over de hele linie lager (vanwege minder vangstrondes). De verschillen waren vergelijkbaar voor soorten met en zonder een Rode lijststatus.

Het aantal soorten in de gekapte proefvlakken ten opzichte van de controle was op de zuidelijk geëxponeerde helling van Eys lager dan op de noordwestelijk geëxponeerde helling van Wijlre (gemiddeld over twee jaren respectievelijk 43% en 76%). In Wijlre werd het verschil met de controle in het tweede jaar na kap wat kleiner (87% vs. 66% in het eerste jaar). In Eys werd het verschil in het derde jaar na kap juist iets groter dan in het tweede (38% vs. 48%). Het verschil tussen de twee kapbehandelingen was over het geheel gering en wees voor de twee locaties in een verschillende richting: in Eys was de soortenrijkdom in de onderzochte periode geringer bij 55%-kroonbedekking dan bij 35%, terwijl dat in Wijlre in het tweede jaar na kap andersom was met een zelfs vergelijkbare soortenrijkdom bij 55%-kroonbedekking met die in de controle.

Van de nachtvinders kunnen de meeste waargenomen soorten getypeerd worden als soorten van bosranden (115 soorten); 26 staan bekend als bossoorten, 31 als typisch voor open landschappen en 8 als generalisten zonder duidelijke habitatvoorkeur. De rijkdom aan zowel de soorten van bossen als van bosranden nam na kap, zoals mocht worden verwacht, het sterkste af en bleef het hoogst in de ongekapte controle. De soorten van open landschappen waren nog redelijk vertegenwoordigd in de ongekapte controle en namen na kap niet in aantal af. Mogelijk zijn dit mobiele soorten die ook in bossen nog met een behoorlijke kans aan te treffen zijn.

Veel nachtvinders hebben als rups een brede keuze aan waardplanten. De meeste waargenomen soorten benutten (vrijwel) uitsluitend houtige planten (85 soorten), 60 soorten benutten voornamelijk kruiden en grassen, 21 benutten beide, vier zijn

afhankelijk van Bosrank (*Clematis vitalba*) en tien leven van ander plantaardig materiaal, zoals (korst)mossen en afgevallen of dood blad.

Soorten met houtige waardplanten waren, zoals verwacht, het meest vertegenwoordigd in de ongekapte controles en namen sterk in aantal af na kappen, in Eys meer dan in Wijlre. Voor soorten met kruidachtige waardplanten was de respons duidelijk anders: in Wijlre was er het eerste jaar na kap geen verschil in soortenrijkdom tussen gekapte proefvlakken en de controles en het tweede jaar was het aantal soorten met kruidachtige waardplanten juist wat groter in de gekapte plots dan in de controle.

Synthese

De kapbehandelingen hebben geresulteerd in een grote toename van de hoeveelheid licht op de bosbodem, een minder beschut microklimaat, een afname van de houtige vegetatie en een explosieve toename van de kruidachtige vegetatie. Na het eerste jaar nam vooral in Eys ook de bedekking van braam (*Rubus spec.*) sterk toe en ontwikkelde deze zich plaatselijk tot een bijna manshoog, dicht vegetatiedek. Het nectaraanbod nam eveneens toe. Naast de braam zelf was vooral het bloemenaanbod van Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en diverse gele Asteraceae erg rijk.

Voor de dagvlinders betekende de toename van licht en nectaraanbod een belangrijke verbetering van de habitatkwaliteit. Net als in de studie naar de effecten van hakhoutbeheer in Oombos en Schaelsbergerbos (Wallis de Vries & Prick, 2012) namen aantallen soorten en individuen sterk toe na de kap en waren er in het ongekapte bos nauwelijks dagvlinders te vinden. Alleen in het vroege voorjaar vóór de sluiting van het bladerdak en ook op een enkele kleine open plek met braam werden er dagvlinders in het ongestoorde bos gezien.

Bij de waargenomen soorten dagvlinders overheersten de soorten die overwinteren als pop of vlinder. Dit betrof 70% van de soorten (12 van de 17), wat significant meer is dan de 30% van alle Nederlandse standvlinders. Er was dus maar een klein aandeel van soorten die zich als rups in het voorjaar ontwikkelen en dan zowel de zonnewarmte als de kruidachtige waardplanten nodig hebben, waaronder de Keizersmantel. Opnamen in 2012 hadden al laten zien dat de percelen van Eys na de kap aan de kritische voorwaarden voor habitatkwaliteit voor deze soort voldeden (Omon et al., 2015). Met de vestiging in 2013 en talrijke waarnemingen in 2014 lijkt dit een eerste duidelijke succes van het kapexperiment voor de vlinderfauna te zijn. Maar, alhoewel er in 2015 geen onderzoek meer plaatsvond, lijkt de afwezigheid van meldingen van Keizersmantels bij Eys er wel op te duiden dat de kolonisatie door het snelle dichtgroeien mogelijk maar een tijdelijk karakter heeft.

Bij de macro-nachtvlinders hebben de kapingrepen tot een sterke reductie van de soortenrijkdom geleid. Dit blijkt ten eerste uit de afname in aantal soorten op de plots van Eys en Wijlre tussen de situatie vóór en na de kap. Ten tweede blijkt dit uit de hogere soortenrijkdom in de ongestoorde controles ten opzichte van de gekapte oppervlakten. Van herstel was in 2014 nog geen sprake, maar dat was na 2-3 jaar ook nog vroeg geweest. In het Schaelsbergerbos en mogelijk ook het Oombos was het soortenaantal pas bij kroonsluiting na 13-14 jaar weer op een hoger niveau (Wallis de Vries & Prick, 2012).

Over het geheel was voor nachtvlinders de afname in soortenrijkdom op de gekapte plots duidelijk voor zowel de bossoorten als voor de nog grotere groep van bosrandsoorten. Alleen voor de relatief kleine groep van soorten van open landschappen was er geen nadelig effect van de kap. Veel bos- en bosrandsoorten zijn geheel of gedeeltelijk afhankelijk van houtige planten tijdens de rupsfase. Daarnaast zal de verandering van microklimaat



Nekspindertje (*Cyclophora annularia*) is een ernstig bedreigde nachtvlinder van oude bossen en werd eenmaal gevangen in het ongestoorde bos van Eys (foto: Edo Goverse).



De Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*) heeft geen populatie meer in de hellingbossen maar werd in 2014 eenmalig waargenomen op een open gekapt proefvlak in het Wijlrebos (foto: Ab Baas).

ongetwijfeld ook van invloed zijn geweest, maar de kennis daarover is voor nachtvlinders nog beperkt. De grotere achteruitgang in soortenrijkdom in Eys (zuid-expositie) ten opzichte van Wijlre (noordwest-expositie) en het snellere herstel in de plot met de hogere kroonbedekking in Wijlre vormen wel een aanwijzing dat de invloed van kap op het microklimaat sterker is op een warmere zuidhelling dan bij een gematigder expositie. Een tijdelijke afname van de bos- en bosrandsoorten viel in elk geval te verwachten, net als werd gevonden in het bovengenoemde onderzoek in hakhoutbossen. Herstel zal net als bij de dagvlinders dus afhangen van het vervolgbeheer, waarbij voor de nachtvlinders geldt dat zij een grotere afhankelijkheid van het specifieke bosklimaat vertonen. Dit komt ook naar voren uit onderzoek aan nachtvlinders in Engelse loofbossen (Merckx et al., 2012). Aanvullend literatuuronderzoek geeft aan dat de resultaten voor de dag- en nachtvlinders samen een redelijk compleet beeld tonen van het palet aan effecten van het gevoerde bosbeheer op de insectenfauna als geheel (kader 1).

Implicaties voor het beheer

Niet alleen in het heuvelland, ook in het bredere kader van de Europese Habitatrichtlijn is het voor bedreigde bosvlinders belangrijk dat vroeger geëxploiteerde bossen weer actief worden beheerd (van Swaay et al., 2012). Om het succes van het kap-experiment voor de dagvlinders, met name de Keizersmantel in het Eyserbosch, te bestendigen is een permanente beschikbaarheid van geschikt habitat een vereiste. Dit stelt de beheerder voor een lastige keuze. Een zorgvuldig beheer kan het voortbestaan van de populaties op de kapvlakten mogelijk enige jaren rekken. Het langdurig behoud van hoge dichtheden Bleeksporig bosviooltje (*Viola riviniana*) op een lichte en warme zuidhelling door braamstruweel en andere houtige opslag gericht te verwijderen, lijkt echter niet realistisch. De viooltjes zullen bij permanente lichtstelling snel verdrongen worden door robuustere en droogte-tolerante soorten, terwijl de dominantie van bramen naar verwachting juist zal verdwijnen met het sluiten van het

kronendak. Bovenal is een dergelijk vervolgbeheer strijdig met de doelstellingen van behoud en/of herstel van bosgebonden flora en fauna en met het ingezette beheersysteem. Permanente beschikbaarheid van de geschikte habitat kan daarom alleen worden gerealiseerd door op landschapsschaal op wisselende locaties tijdelijk geschikte habitats te creëren. De ervaringen opgedaan in het Eyserbos kunnen daarbij richtinggevend zijn. Voor 2016 en 2017 is vervolgmonitoring gepland. Dit zal kunnen bevestigen of het gebrek aan waarnemingen van Keizersmantels in 2015 betekent dat de kolonisatie alweer verleden tijd is. Dergelijke kennis over de levensduur van de populatie in relatie tot de rotatiesnelheid van het bosbeheer is noodzakelijk voor het ontwikkelen van een effectief rotatiesysteem op landschapsschaal. Wanneer hier al op korte termijn invulling aan wordt gegeven, dan zal duidelijk worden of de Keizersmantel zich in metapopulatieverband wel kan handhaven, in een dynamisch evenwicht van lokale koloniaties en lokale extincties met stabiele aantallen op landschapsschaal.

De resultaten voor de nachtvlinders na drie jaar benadrukken dat er naast aandacht voor structuurvariatie en bosrandbeheer ook gezorgd moet worden voor een ruimtelijke zonering in het beheer. Voor het behoud van het specifieke vochtige en getemperede bosklimaat raden Veraghtert & Merckx (2014) daarom aan om er bij het rotatiebeheer in bossen voor te waken dat er steeds voldoende opgaand bos overblijft. In de sterk gefragmenteerde bossen van Zuid-Limburg vormt het vinden van de optimale zonering een extra uitdaging. De huidige resultaten moeten dus vooral worden beschouwd als een eerste aanzet en een aansporing tot een vervolg over langere tijd en op landschapsschaal.

Literatuur

Bobbink, R., R.-J. Bijlsma, E. Brouwer, K. Eichhorn, R. Haveman, P. Hommel, T. van Noordwijk, J. Schaminée, W. Verberk, R. de Waal & M. Wallis de Vries, 2008. Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg. Rapport DK nr. 2008/094-O. Directie Kennis Ministerie van LNV, Ede.

Kader 1. Betekenis voor andere insecten

Bij de vlinders bevonden zich zowel soorten van bosranden als van opgaande en oude bossen. De specifieke habitateisen van soorten die afhankelijk zijn van dood hout en andere detritivoren worden door de vlinders echter niet goed gedekt (hoewel sommige nachtvlinders wel detritivoor zijn). Onderzoek aan schors- en houtbewonende kevers van oude bossen laat zien dat structuurvariatie en invallend zonlicht voor deze soorten evenzeer van belang is (Vodka et al., 2009; Horák et al., 2012; Thomaes & Crèvecoeur, dit nummer; Vandekerckhove et al., dit nummer). Ook de mierenfauna van eikenbossen blijkt baat te hebben bij meer structuurvariatie en leeftijdsvariatie in de boomlaag (Dolek et al., 2009). In deze lijn hebben Liegl & Dolek (2008) met succes een soortgroep-

overstijgende combinatie van vlinder- en keversorten van verschillende deelbiotopen gebruikt als indicatorsoorten voor het succes van middenbosbeheer in Beierse loofbossen. Wel waarschuwen Merckx et al. (2012) ervoor dat een al te grote openheid ten koste gaat van soorten van vochtige en donkere bosmilieus.

In de proefvlakken in het Eys- en Wijlrebos werden – in een aanvullend parallel lopend onderzoek door Th. Heijerman – via potvalen andere groepen (terrestrische) arthropoden bemonsterd, waaronder loopkevers. De resultaten van dit onderzoek zijn alleen nog voor de loopkevers van Eys uitgewerkt. De belangrijkste conclusie hieruit is dat de gevolgen van de beheerexperimenten op de samenstelling van de fauna vooralsnog

beperkt lijken. Wel vormen oude hellingbossen van Zuid-Limburg het enige toevluchts-oord in Nederland voor een bijzondere bosloopkeverfauna die verder alleen in Centraal-Europa voorkomt. Deze fauna omvat soorten die kwetsbaar zijn, vanwege hun slechte verspreidingsvermogen en sterke binding aan deze ecotoop. Vier van deze soorten zijn in het Eyserbosch aangetroffen. Het is de vraag of het voorkomen van deze soorten vooral wordt bepaald door de ouderdom van de boslocaties of door hun specifieke bosstructuur. Het intensievere bosgebruik in de voorbije eeuwen suggereert het eerste, maar de aanwezigheid van deze zeldzame bossoorten benadrukt in elk geval het belang om zorgvuldig met oude bosgebieden, zoals het Eyserbosch, om te gaan.



Keizersmantel (*Argynnis paphia*) stond als verdwenen uit Nederland te boek, maar werd in de eerste drie jaar na kap in de plots in het Eyserbosch weer waargenomen (foto: Kars Veling).

- Dolek, M., A. Freese-Hager, H. Bussler, A. Floren, A. Liegl & J. Schmid, 2009. Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *Journal of Insect Conservation* 13: 367–375.
- Grunsven, R.H.A. van, D. Lham, K. van Geffen & E.M. Veenendaal, 2014. Range of attraction of a 6-W moth light trap. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 152: 87–90.
- Horák, J., E. Chumanova & J. Hilszcza ski, 2012. Saproxyllic beetle thrives on the openness in management: a case study on the ecological requirements of *Cucujus cinnaberinus* from Central Europe. *Insect Conservation and Diversity* 5: 403–413.
- Liegl, A. & M. Dolek, 2008. Conservation of coppice with standards for canopy arthropods: The Bavarian conservation programme for forests. In: A. Floren & J. Schmid (red.): *Canopy arthropod research in Europe*: 551–562. Bioform Entomology, Nürnberg.
- Merckx, T. & E.M. Slade, 2014. Macro-moth families differ in attraction to light: implications for light-trap monitoring programmes. *Insect Conservation & Diversity* doi :10.1111/icad.12068.
- Merckx, T., R.E. Feber, D.J. Hoare, M.S. Parsons, C.J. Kelly, N.A.D. Bourn & D.W. Macdonald, 2012. Conserving threatened Lepidoptera: towards an effective woodland management in landscapes under intense

human land-use. *Biological Conservation* 149: 32–39.

Omon, B., K. Veling & M.F. Wallis de Vries, 2015. De Keizersmantel als indicator voor het herstel van lichte en viooltjesrijke hellingbossen. *De Levende Natuur* 116(5): 204–207.

Swaay, C. van, S. Collins, G. Du ej, D. Maes, M.L. Munguira, L. Rakosy, N. Ryrholm, M. Šašić, M., J. Settele, J.A. Thomas, R. Verovnik, T. Verstrael, M. Warren, M. Wiemers & I. Wynhoff, 2012. Dos and don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation* 1: 73–153.

Veraghtert, W. & T. Merckx, 2014. Natuurbeheer voor nachtvinders: meer dan nattevingerwerk? *Natuur.focus* 13(4): 169–175.

Vodka, J., M. Konvicka & L. Cizek, 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation* 13: 553–562.

Wallis de Vries, M.F. & M. Prick, 2012. Effecten van hakhoutbeheer op de vlinders van hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 101(1): 1–9.

Summary

Effects of increasing canopy heterogeneity in calcareous woodlands on the Lepidopteran fauna

We investigated the short-term impacts of restoring management on butterflies and moths in two ancient woodland sites on calcareous slopes. At both sites an untreated control plot was compared to two plots where crown cover was reduced to 55% and 35%, respectively. Surveys were conducted prior and after the felling between 2011 and 2014. Butterfly numbers increased and witnessed the reestablishment of the endangered Silver-washed fritillary *Argynnis paphia*. In contrast moth numbers and species richness fell dramatically in both cutting treatments. This especially concerned species with woody host plants from woodlands and woodland edges. The decline was less strong on the northwesterly exposed site than on the south-exposed site. We argue that the changes in the Lepidopteran fauna are strongly determined by changes in vegetation structure and microclimate, with contrasting effects for butterflies and moths. To promote both species groups, rotational management at a sufficient scale to prevent detrimental edge effects seems advisable.

Dankwoord

Dit artikel is gebaseerd op OBN-onderzoek in opdracht van de Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren VBNE en onder begeleiding van het Deskundigenteam Heuvelland. Het Kennisnetwerk OB+N wordt gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken. Wij danken Kim Huskens en Sicco Ens van De Vlinderstichting voor het verzamelen van de dagvlinderwaarnemingen.

M.F. Wallis de Vries
De Vlinderstichting
Postbus 506, 6700 AM Wageningen
Laboratorium voor Entomologie,
Wageningen University
Postbus 16, 6700 AA Wageningen
michi.wallisdevries@vlinderstichting.nl

M.J.M. Prick
Van Weerden Poelmanstraat 173
6417 EM Heerlen

Beheer in de Voerense hellingbossen

Kris Vandekerkhove, Luc De Keersmaeker, Rein Brys, Hans Jacquemyn & Luc Crèvecoeur

De typische soortenrijke hellingbossen van Zuid-Limburg stoppen niet bij de landsgrens, maar worden eveneens teruggevonden in België, vooral in de Vlaamse gemeente Voeren. Deze bijdrage gaat over deze Voerense bossen. Welke zijn de (instandhoudings-)doelen die in dit gebied worden vooropgesteld, en welk beheer wordt hier in de praktijk uitgevoerd? Via een aantal inventarisatie- en onderzoeksresultaten wordt een indicatie gegeven van het potentieel van deze bossen en het succes van het beheer.

De Voerense bossen: even voorstellen

De bossen in de gemeente Voeren beslaan een totale oppervlakte van ruim 900 ha. Daarmee is Voeren een naar Vlaamse maatstaven bosrijke gemeente (het aandeel bos bedraagt er net geen 20%). Het is ook een regio met een vrij sterke continuïteit in het landgebruik: er is de laatste eeuwen weliswaar een belangrijke oppervlakte bos verdwenen, de resterende bossen zijn zowat allemaal oud-boslocaties (sinds de 18de eeuw continu bebost) (vergelijk bijvoorbeeld fig. 1 met fig. 2). Daardoor zijn

deze bossen heel rijk aan oud-bossoorten (planten, insecten, enz.). De bodemcondities zijn zeer uiteenlopend en ook vrij uniek in de Vlaamse context. Ze variëren van droge, uitgeloopte, stenige leembodems op de plateaus tot kalk- en voedselrijke colluvia aan de voet van de hellingflanken. Naast de typische helling-

bossen komen plaatselijk ook beekbegeleidende bossen voor in de valleien van de Veurs, de Berwijn en de Gulp (fig. 2). Fyto-geografisch behoren deze bossen tot het Continentale district, terwijl de rest van Vlaanderen Atlantisch en Subatlantisch is. Enkele typisch continentale soorten, zoals Witte veldbies (*Luzula luzuloides*), Trosulier



Fig. 1. Oudste gedetailleerde kaart van de regio (Chevalier de Soupire, 1749 – Paris Arsenal, ms. 4748, overgenomen uit Lemoine-Isabeau & Helin, 1980). De huidige boscomplexen zijn er nog duidelijk in herkenbaar.

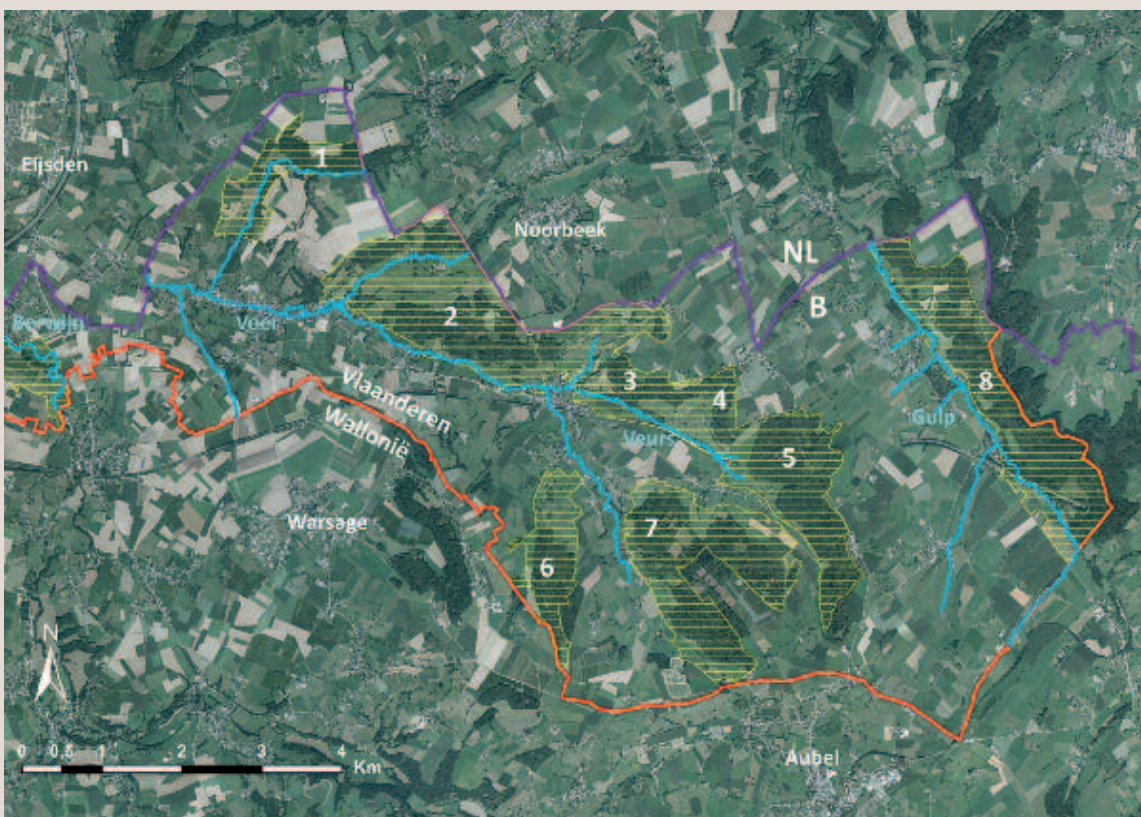


Fig. 2. De bossen in Voeren en het Natura2000-netwerk. Nummers op de kaart komen overeen met tabel 1 (luchtfoto: Middel-schalige orthofoto - zomer 2012, AGIV).

Paarse lijn: landsgrens België-Nederland;
Rode lijn: grens Vlaanderen-Wallonië;
arcering: SBZ (Natura2000).

(*Sambucus racemosa*) en Lievevrouwebedstro (*Asperula odorata*), komen hier frequent voor. De combinatie van bijzondere bodemkundige en klimatologische omstandigheden zorgt ervoor dat hier zeldzame fyto-sociologische gemeenschappen voorkomen die elders in Vlaanderen niet of enkel fragmentair te vinden zijn: het kalk-beukenbos (*Cephalanthero-Fagetum*), het veldbies-beukenbos (*Luzulo-Fagetum*) en het parelgras-beukenbos (*Melico-Fagetum*). Deze types zijn over het algemeen goed ontwikkeld. Naar boomsoortensamenstelling kent het grootste deel van deze bossen een grote continuïteit. De plateaus bestaan al eeuwenlang uit gemengde loofbossen van Zomereik (*Quercus robur*), Wintereik (*Quercus petraea*) en Beuk (*Fagus sylvatica*), terwijl zich op de voedselrijke standplaatsen mengbossen bevinden van eik, Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), Zoete kers (*Prunus avium*), Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en Haagbeuk (*Carpinus betulus*). Deze bossen werden in het verleden vooral beheerd als middenbos, de laatste decennia eerder als onregelmatig hooghout (den Ouden et al., dit nummer). Naalddhoutaanplanten, vooral Fijnspar (*Picea abies*) en lork (*Larix spec.*), en in mindere mate ook Douglasspar (*Pseudotsuga menziesii*) en dennen (*Pinus spec.*), beslaan minder dan een kwart van de oppervlakte. Deze werden vooral na de Tweede Wereldoorlog aangeplant ter vervanging van laagproductief hakhout. Hoewel de bossen sterk versnipperd liggen over het gebied, zijn ze toch nog sterk ingebed in een landschap met veel verbindingsstructuren zoals houtkanten, hoogstamboomgaarden, hagen en graften (al is dat de laatste decennia sterk verminderd). Bijkomend liggen de Voerense bossen ook niet ver af van grote boscomplexen in de Eifel en de Hoge Venen, wat de influx van soorten mogelijk maakt. Zo hebben grote zoogdieren, zoals Wild zwijn (*Sus scrofa*), Edelhert (*Cervus elaphus*), Boomarter (*Martes martes*) en zelfs Wilde kat (*Felis silvestris*) en Lynx (*Lynx lynx*), deze bossen recent weer gekoloniseerd of minstens al eens verkend (Vandekerckhove, 2007). Dit alles maakt dat de Voerense bossen algemeen worden gerekend tot de meest soortenrijke en ecologisch waardevolle bossen van Vlaanderen. Vandaar ook dat een groot aandeel van de Voerense bossen is opgenomen in bos- en natuurreservaten (tabel 1).

Nr	naam	Opp.	Beschrijving
1	Hoogbos	35 ha	Privaat hellingbos, uitgesproken noordhelling
2	Altenbroek-Kattenrot - Schoppemerheide	115 ha	Ruim 40 ha natuurreservaat, 37 ha multifunctioneel bos (Vlaamse overheid) – rest privaat bos
3	Broekbos	35 ha	Hiervan 15 ha bosreservaat
4	Konenbos	12 ha	Bosreservaat
5	Veursbos-Roodbos-Vossenaerde	170 ha	Ruim 150 ha bosreservaat, grotendeels nulbeheer, ook kalk-beukenbos met gericht beheer
6	Alserbos	60 ha	Vlaamse overheid; bevat ruim 30 ha jonge aanplanten en spontane verbossingen
7	Vrouwenbos-Stroevenbos	215 ha	80 ha Vlaamse overheid, 50 ha gemeente Büllingen, rest privé. Belangrijke oppervlakte Fijnspar en lork, maar ook hellingbos met orchideeën
8	Teuvenberg-Beusdalbos	205 ha	40 ha Vlaamse overheid, bosreservaat ; rest privaat bos volledige gradiënt van zuur plateaubos, eiken-haagbeukenbos en parelgras-beukenbos, en bron- en valleibos langs de Gulp

Tabel 1. overzicht van de grotere boscomplexen in de gemeente Voeren

Een typische soortensamenstelling

De bossen in Voeren liggen verspreid over verschillende complexen en heuvelruggen, maar hebben toch vaak een vrij gelijkaardige opbouw. Op de zure, stenige, uitgelopen leembodems op de plateaus en het bovenste deel van de hellingen bevindt zich het veldbies-beukenbos met in de boomlaag vooral Zomer- en Wintereik en Beuk, aangevuld met Ruwe berk (*Betula pendula*), Wilde lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en in de onderetage sporadisch ook Mispel (*Mespilus germanica*), Trosulier en Wilde appel (*Malus sylvestris*). Witte veldbies komt verspreid voor, maar is nooit aspectbepalend. Vooral bramen (*Rubus spec.*) en Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) zijn dat wel. Op kapvlakten en open plekken komt veelvuldig Vingerhoedskruid (*Digitalis purpurea*) voor en soms Gewoon schaduwkruid (*Senecio ovatus*). Het is ook op deze standplaatsen dat naalddhout werd aangeplant. De fijnsparaanplanten zijn daarbij zeer gesloten met weinig ondergroei. De lorken komen zowel in homogene aanplanten voor, alsook in groepjes bijgemengd in het loofbos. Onderaan de hellingen bevinden zich de voedselrijke colluvia met mengbossen van eik, Beuk, Gewone esdoorn, Zoete kers, Gewone es en Haagbeuk. De kruidlaag is er zeer rijk met een uitbundige en zeer volledige voorjaarsflora met onder andere Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Slanke sleutelbloem (*Primula vulgaris*), Eenbes (*Paris quadrifolia*), Gulden boterbloem (*Ranunculus auricomus*) en de kenmerkende

soorten Eenbloemig parelgras (*Melica uniflora*) en Lievevrouwebedstro.

Op de meest kalkrijke plaatsen, waar een aangepast beheer wordt gevoerd (zie verder) bevindt zich het orchideeënrijke kalk-beukenbos. Over de gehele Voerstreek komen slechts enkele ha goed ontwikkeld kalk-beukenbos voor. Aspectbepalende soorten zijn Bosrank (*Clematis vitalba*), Klimop (*Hedera helix*) en Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*). Bijzondere soorten zijn hier de orchideeën: Grote keverorchis (*Neottia ovata*), Purperorchis (*Orchis purpurea*), Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Mannetjesorchis (*Orchis mascula*), Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*) en Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*). Bij stopzetting van het beheer ontwikkelen deze gemeenschappen zich spontaan naar parelgras-beukenbos.

Ambitieuze natuurdoelen

Van de 900 ha bos in Voeren is ruim 825 ha opgenomen in Speciale Beschermingszones (SBZ) (Natura 2000) (fig. 2). Hiervoor zijn zeer expliciete en ambitieuze 'instandhoudingsdoelen' vooropgezet (ANB, 2012), die een belangrijke impact hebben op de beheerkeuzes die worden gemaakt.

- KWALITEITSVERBETERING VOOR DE LOOFBOSSEN.

De actuele staat van instandhouding van de gemengde loofbossen (habitattypes 9110, 9120, 9130 en 9160) is momenteel al relatief goed in vergelijking met veel andere bossen in Vlaanderen. Toch zijn er nog belangrijke verbeterpunten. Vooral op de

criteria 'hoeveelheid dood hout' en 'monumentale bomen' scoren deze bossen vaak nog onvoldoende. Door spontane bosontwikkeling (niets doen) of geïntegreerd bosbeheer kan verdere verbetering worden gerealiseerd.

- 110-120 HA UITBREIDING VAN BOS HABITAT door omvorming van bestaand bos dat momenteel niet aan een Europees habitatype voldoet (zogenaamd 'niet-habitatwaardig bos'). Binnen SBZ komen zowat 150 ha homogene naaldhoutaanplanten voor, vooral Fijnspar en lork. Daarvan zal een belangrijke oppervlakte versneld omgevormd worden naar loofbos dat wel tot een Europees habitatype behoort ('habitatwaardig bos'). Verder zijn ook ongeveer 20 ha jonge bossen nog onvoldoende uitgerijpt om als habitatwaardig bos te worden beschouwd. Ook hier wordt habitatwaardig bos nagestreefd, vooral door natuurlijke veroudering.

- 140-195 HA HABITATTOENAME via effectieve bosuitbreiding. De komende decennia worden ook belangrijke bosuitbreidingen op

actuele landbouwgronden voorzien. Deze hebben tot doel om de grotere complexen (Vrouwenbos, Altenbroek, Veursbos, Teuvenberg; resp. nrs. 7, 2, 5, 8 in fig. 2) uit te breiden tot 200-250 ha en beter te bufferen, en tegelijk beter met elkaar te verbinden. Ook belangrijke infiltratiegebieden zullen worden bebost om verdere influx van nutriënten uit landbouwgebruik te voorkomen.

Beheer in de Voerense bossen: een evaluatie

Het gevoerde beheer in de Voerense bossen is al even bijzonder te noemen als de bostypes die er voorkomen. Hoewel er plaatselijk ook een 'klassiek' bosbeheer wordt gevoerd, kent het grootste deel toch een bijzonder beheer. In de meeste loofbossen is niets doen ('nulbeheer') het 'standaardbeheer'. Verder worden de naaldbossen versneld omgevormd en is er een specifieke, intensieve aanpak voor het kalkbeukenbos. Elk van deze drie beheervormen, en hun consequenties voor natuur-

waarde worden hieronder onder de loep genomen. Aanvullend is er ook nog specifiek 'maatwerk' voor een aantal zeldzame doelsoorten (kader).

NULBEHEER: TERUG NAAR HET NATUURLIJKE BOS EN ZIJN SOORTENRIJKDOM?

Ruim een kwart van de bossen heeft een officieel statuut als 'integraal bosreservaat', wat betekent dat het nulbeheer hier definitief is vastgelegd. Dit houdt in dat deze bossen zich verder spontaan zullen ontwikkelen. Niet alleen natuurdoelen, maar ook wetenschappelijke argumenten spelen hierbij een rol. Deze bossen vormen immers belangrijke referentiesites voor het bestuderen van spontane processen en het vergelijken van beheeropties (Vandekerkhove, 2014).

Heel wat andere loofbossen in Voeren kennen in de praktijk ook een nulbeheer, dat niet wettelijk is vastgelegd, maar de facto wordt toegepast. In het natuurreservaat Altenbroek wordt spontane bosontwikkeling



Foto A. Vliegend hert; B. Grote loopkever. Twee zeldzame soorten die een aangepast beheer vereisen (foto's : Bernard Van Elegem).

Kader. Maatwerk voor zeldzame doelsoorten

In de Voerense bossen en hun directe omgeving komt een aantal zeer zeldzame soorten voor die een aangepast beheer vereisen.

De orchideeën kwamen reeds uitgebreid aan bod. Maar ook voor bijzondere fauna worden plaatselijk zeer specifieke ingrepen uitgevoerd. Zo worden voor Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) houtkanten en struweelrijke bosranden ontwikkeld en hersteld (zie januarinummer 2016 De Levende Natuur). Ook voor doelsoorten, zoals Vliegend hert (*Lucanus cervus*) en Grote loopkever (*Carabus cancellatus*), worden beheeraanpassingen uitgevoerd.

Voor Vliegend hert (foto A) vormt Voeren één van de belangrijkste locaties in Vlaanderen. Er zijn verschillende populaties en deelpopulaties aanwezig die vooral in de bosranden en bomenrijen in de periferie van de bossen te vinden zijn. Ze verkiezen vooral zonbeschenen en bij voorkeur zuidgeëxposeerde plekken, met ondergronds dood hout. Uiteraard zijn soortgerichte maatregelen voor Vliegend hert in eerste instantie gericht op het behoud van de bomen (zowel in bos als daarbuiten, zowel levend als dood) waarin de soort voorkomt. Dit

is essentieel, aangezien deze kever zeer honkvast is. Gerichte kap-pingen in functie van het gewenste microklimaat maar met behoud van dood hout en staande stamstukken (high stumps) behoort ook tot de opties die kunnen worden toegepast.

De Grote loopkever (of Rasterschallebijter) (foto B) is een ca. 25 mm grote Middeneuropese soort van ijle bossen en kapvlaktes met plekken stenige en kale bodem, het liefst in een mozaïek met bloemrijke akkers. Na kaalkap van een fijnsparbestand in het bosreservaat Teuvenberg (nr. 8 op fig. 2) werd bij toeval tijdens een inventarisatie van loopkevers een exemplaar van deze soort gevonden (Vandekerkhove, 2009). Het betreft hier de enige recente vindplaats voor heel Vlaanderen. Hij komt ook vlakbij aan de Nederlandse kant van de grens voor (Turin, 2000). Oorspronkelijk was voorzien om de kapvlakte spontaan te laten verbossen, maar na deze bijzondere vondst werd besloten om de helft van het terrein blijvend open te houden. Tot nu toe werd dit gedaan door te maaien. Dit blijft een arbeidsintensief werk, omdat de berkenopslag blijft terugkomen. Vanaf zomer 2015 wordt geëxperimenteerd met schapenbegrazing.



gecombineerd met extensieve begrazing (Dewespelaere & Palmans, dit nummer). In de meeste van deze bossen is dit nulbeheer tussen 2000 en 2005 ingesteld. Het effect van deze beheerkeuze is dus nog niet merkbaar. Het 'renaturierungs'-proces is immers een zeer geleidelijk en traag proces. Zo is vastgesteld dat de netto-toename van het doodhoutvolume bij ontbreken van grote calamiteiten (zoals zware stormen) slechts 1-1,5 m³/ha per jaar bedraagt (Vandekerkhove et al., 2009). Wetende dat in natuurlijke bossen de doodhoutvoorraad varieert tussen 50 en 200 m³/ha (o.a. Korpel, 1995), betekent dit dat het nog zowat een eeuw kan duren voor natuurlijke doodhoutvoorraden zijn opgebouwd. Momenteel variëren de doodhoutvoorraden in de onbeheerde reservaten van Voeren tussen 20 en 30 m³/ha. Dit is zowat het dubbele van het gemiddelde Vlaamse bos (Vandekerkhove et al., 2011).

Naar effecten van nulbeheer op biodiversiteit zijn de meningen verdeeld. Er wordt aangenomen dat de soortenrijkdom voor bepaalde groepen, in het bijzonder licht- en warmteminnende soorten, zal afnemen, omdat de onbeheerde bossen donkerder en meer gesloten worden dan beheerde bossen (den Ouden et al., dit nummer). Ook voor vaatplanten, zelfs voor typische bosplanten, wordt dit door sommigen vooropgesteld (Bijlsma et al., 2001). In de Voerense bossen is dit nog niet concreet onderzocht, maar in andere Vlaamse bosreservaten wel. Over het algemeen neemt de totale plantenrijkdom inderdaad af, al blijven vooral algemene ruderalen en verstoringindicatoren te verdwijnen. Echte bosplanten, zoals Bosanemoon, Witte klaverzuring (*Oxalis acetosella*), Daslook (*Allium ursinum*) of Bosbingelkruid (*Mercurialis perennis*), blijken daarentegen zeer goed stand te houden of zelfs sterk toe te nemen bij nulbeheer en doen het daarbij vaak



beter dan in beheerde bossen (o.a. De Keersmaecker et al., 2015). De groeiplaatsen van zeldzame lichtminnende bossoorten (bijv. orchideeën) die zich vooral aan de buitenranden van het bos situeren worden daarentegen bewust uit de zones met nulbeheer gehouden (zie verder). De toename van dood hout en kwijnende bomen in onbeheerde bossen zou vooral gunstig moeten zijn voor doodhoutgebonden organismen. De kennis rond deze soortengroepen is echter nog beperkt. De vraag stelt zich ook in hoeverre deze soorten, na eeuwen van intensief bosbeheer zonder dood hout, nog wel aanwezig zijn of in staat zijn om deze nieuwe biotopen te koloniseren. Daarom werden in een aantal Vlaamse bosreservaten doorgedreven inventarisaties van doodhoutkevers uitgevoerd (o.a. Vandekerkhove et al., 2013; Thomaes & Crèvecoeur, dit nummer). Hierbij is gewerkt met venstervallen, lijmringen en gestandaardiseerde handvangsten. In het Veursbos (nr. 5 in fig. 2) is momenteel een dergelijke inventarisatie lopende (foto 1). De voorlopige resultaten zijn alvast veelbelovend. Tot nu toe werden 587 keversoorten in het Veursbos geregistreerd. Daarvan zijn er 231 soorten gebonden aan dood hout. De gevonden soortenaantallen zijn sterk vergelijkbaar met deze in andere Vlaamse en Duitse bosreservaten. Ook naar kwaliteit van soorten kan het Veursbos de vergelij-

king doorstaan: niet minder dan 55 van de doodhoutkeversoorten zijn opgenomen op de Duitse Rode Lijst van de kevers (Geiser, 1998), waarvan negen in de categorie 'bedreigd' en vier in de klasse 'met uitsterven bedreigd'. Er werden verder een aantal nieuwe soorten voor België vastgesteld (Crèvecoeur & Vandekerkhove, 2015). Dat de Voerense bossen dus wel degelijk een potentieel hebben voor doodhoutorganismen is hierdoor duidelijk geïllustreerd.

OMVORMING VAN NAALDBOSSEN:

EEN DRASTISCHE AANPAK

Zowat 150 ha bos in Voeren bestond tot voor kort uit homogene naaldbossen, vooral van Fijnspar en lork. Deze werden vooral tussen 1940 en 1970 aangeplant ter vervanging van weinig productieve hakhoutbossen en op terreinen die tijdens de Tweede Wereldoorlog waren leeggekap. Ze hebben vaak een beperkte natuurwaarde, en vooral de fijnsparbossen blijken de laatste jaren heel gevoelig voor stormschade met daaropvolgende aantastingen door Letterzetter (*Ips typographus*). Zo zijn er sinds 2007 ruim 20 ha fijnsparbossen in het Vrouwenbos (nr. 7 in fig. 2) omgewaaid of gekapt ten gevolge van aantasting door Letterzetter. Anderzijds zijn deze aanplanten heel productief en genereren ze belangrijke financiële return. Ook voor een aantal specifieke soorten (paddenstoelen, Kruisbek

Foto 1. Toename van doodhout in de onbeheerde bossen (a) en twee bijzondere doodhoutkevers die hier gebruik van maken: *Rhizophagus grandis* (b) en *Hylis foveicollis* (c) (foto's: Kris Vandekerkhove/Luc Crèvecoeur/Ingrid Almann).

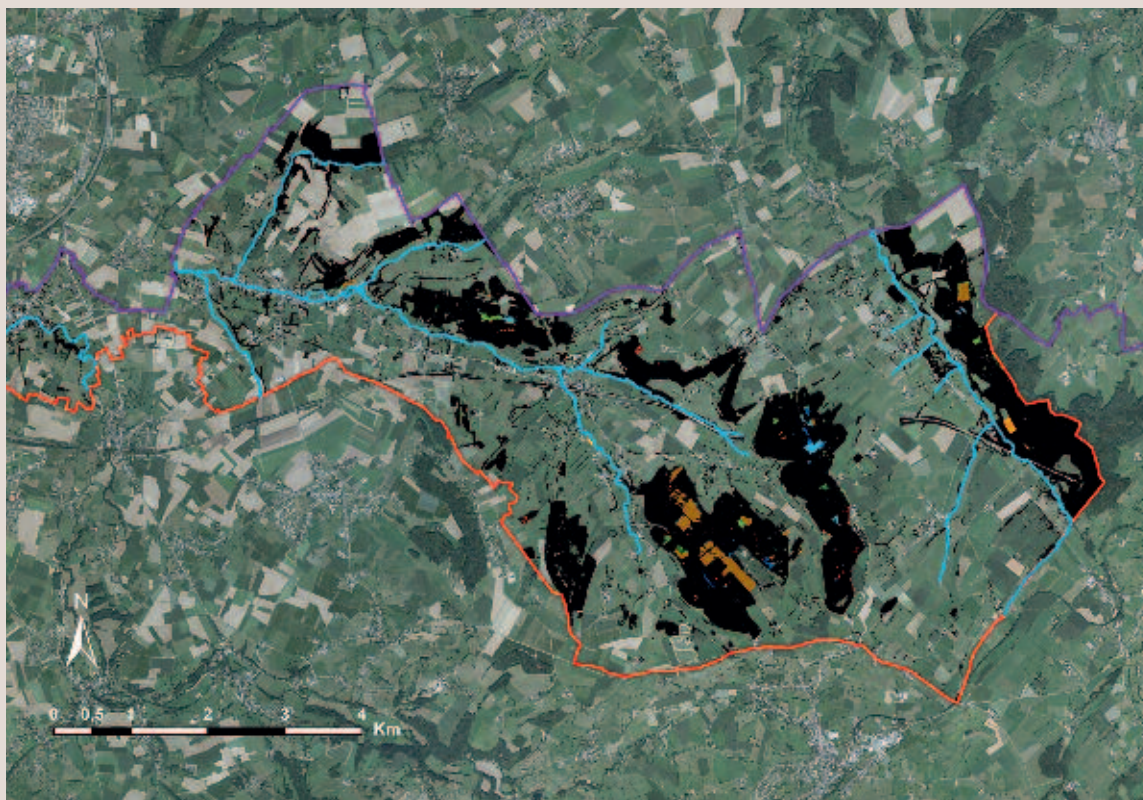


Fig. 3. In 2013 werd een 'hooggroenkaart voor Vlaanderen' geproduceerd (AGIV), die op hoge resolutie aangeeft waar actueel bos en ander hoog groen (vegetatie >3m) voorkomt (zwart op de figuur). Wanneer deze over de bosreferentielag wordt gelegd (bos-toestand met boomsoortensamenstelling in 2000) is het mogelijk om weer te geven waar tussen 2000 en 2013 het bos is gekapt en directe omvorming plaatsvindt. **Bruin** = gekapte Fijnspar; **lichtblauw** = lork; **groen** = loofhout; **rood** = eik (incl. Amerikaanse eik).

(*Loxia curvirostra*), Kortsnavelboomkruiper (*Certhia familiaris*), Ruigpootuil (*Aegolius funereus*), Oehoe (*Bubo bubo*), Dwerguil (*Glaucidium passerinum*) en Notenkraker (*Nucifraga caryocatactes*) vormen deze aanplanten momenteel reeds, of naar de toekomst, belangrijke broed-, rust- en foerageerplaatsen.

Toch wordt, onder impuls van de Natura-2000-instandhoudingsdoelen, een groot deel van deze bossen nu versneld omgevormd naar loofbos. In totaal is 80 tot 100 ha uitbreiding van zure bostypes (de habitattypes 9110 en 9120) voorzien door directe omvorming van naaldbos. Daarvan is reeds de laatste tien jaar zowat de helft uitgevoerd (fig. 3). Voor de homogene fijnsparbossen gebeurt dit door kaalslag, waarna de kapvlakte spontaan kan herbebossen. Dit gebeurt voornamelijk met Ruwe berk en in mindere mate ook Wilde lijsterbes. Groepsgewijs kunnen 'nesten' van climaxboomsoorten (Zomereik, Wintereik, Beuk) ingebracht worden. In de bossen die nog een productiefunctie hebben kunnen deze groepen verder beheerd worden in functie van productie en houtkwaliteit (bijvoorbeeld via de QD-methode) (Wilhelm & Rieger, 2013). Ook groepen Mispel of Wilde appel kunnen hierbij worden aangeplant wanneer onvoldoende zaadbronnen aanwezig zijn. De natuurlijke opslag van naaldhout (Fijnspar,

lork) wordt tot een zeker niveau getolereerd: op lange termijn worden loofhoutgedomineerde gemengde bossen nagestreefd met maximaal 30% bijmenging van naaldhout.

Voor de lorken zijn twee omvormingsopties mogelijk. Ofwel worden ze ook direct omgevormd via kaalslag, ofwel worden ze, en dit geldt voornamelijk voor de oudere, ijlere en meer gemengde lorkenbossen, geleidelijk omgevormd. Bij deze laatste manier van omvormen worden bij elke dunningsdoorgang inheemse loofbomen systematisch vrijgesteld, zodat geleidelijk aan een loofhoutgedomineerd, gemengd bos ontstaat. Een vijftiental ha naaldbos is ook voorzien om te worden (of is reeds) omgezet in permanent open terreinen met droge heide en heischraal grasland.

Een deel van de naaldbossen zal niet actief worden omgevormd en kan voor de naaldhoutgebonden soorten een blijvend refugium vormen. In de private bossen buiten SBZ geldt een 'stand-still'-principe: waar nu naaldhoutaanplanten aanwezig zijn mogen deze blijven, mits er inspanningen worden geleverd naar bijmenging en structuurkwaliteit. Ook in de grotere bosreservaten is een aantal oudere fijnsparbossen aanwezig. Deze worden niet actief omgevormd maar mogen verder spontaan ontwikkelen, tenzij dode of kwijnende bomen een risico

betekenen voor andere fijnsparbossen in de buurt. Dan gelden de Europese en Belgische wetgeving die verplichten om gericht op te treden tegen Letterzetter. Mocht dit zich voordoen dan worden deze ingrepen tot het absoluut noodzakelijke beperkt.

BEHEER VAN DE KALK-BEUKENBOSSEN:

EEN ARBEIDSINTENSIEVE BEZIGHEID

Momenteel wordt op een vijftal locaties een zeer kleinschalig maar intensief beheer gevoerd in functie van het kalk-beukenbos en de bijhorende zeldzame doelsoorten, in het bijzonder Purperorchis, Welriekende nachtorchis, Mannetjesorchis, Vogelnestje en Bleek bosvogeltje. Vliegenorchis (*Ophrys insectifera*) was tot voor kort nog met enkele exemplaren aanwezig in het Veursbos, maar is ondanks de beheerinspanningen verdwenen. Purperorchis komt op alle vijf terreinen voor; de andere soorten zijn beperkt tot één of twee locaties. De terreinen hebben een totale oppervlakte van nauwelijks drie ha. Ook de ambities naar uitbreiding zijn beperkt, en betreffen slechts een uitbreiding met één tot anderhalve ha. De redenen zijn tweërlei. Enerzijds kunnen deze soorten slechts voorkomen op zeer ondiepe mergel, die slechts heel lokaal aanwezig is. De te beheren locaties worden heel gericht gekozen op basis van het voorkomen van relictpopulaties of



Foto 2. Beeld van één van de plekken met beheer voor orchideeën; beeld in het winterhalfjaar (a) en dezelfde locatie in het voorjaar (b) (foto's : Kris Vandekerkhove).

bekende historische groeiplaatsen van de doelsoorten. Anderzijds is het beheer ook zeer intensief en wordt er daarom voor gopteerd om slechts over een beperkte oppervlakte een zo optimaal mogelijk beheer te voeren.

De aanpak verschilt duidelijk van de Nederlandse, en dit zowel naar oppervlakte als naar beheeringrepen zelf. In Nederland kiest men voor een grootschaliger aanpak (de oppervlakte geschikte standplaats is er ook groter), met een uitgesproken kapregime (middenbos), en veel aandacht voor het verwerken van het gekapte hout (afvoer van stammen, verbranden van takhout). Bij de kleinschalige Vlaamse aanpak wordt niet gewerkt volgens een strikt kapregime, maar wordt elke drie tot vijf jaar geëvalueerd of de overscherming nog voldoende ij is (zo'n 70%). Indien nodig wordt dan bijko-

mend een aantal bomen geveld, waarbij het hout wordt afgevoerd en het takhout wordt verhakseld en afgevoerd of in het aangrenzende bosperceel gestapeld. Alles wordt manueel uitgedragen: zware machines en tractoren zijn op de perceeltjes niet toegelaten. Het meest arbeidsintensief is evenwel het jaarlijks maaien en 'afharken' van het terrein, waarbij vooral Klimop (*Hedera helix*), bramen, Bosrank (*Clematis vitalba*) en het strooiselpakket worden weggenomen en een belangrijke oppervlakte kale bodem wordt gecreëerd (foto 2). Dit beheer wordt op de voorziene plaatsen nu al 10 tot 15 jaar toegepast, telkens in augustus-september. Deze ingrepen zijn weliswaar arbeidsintensief: voor de eerste inrichting zijn 50 mensdagen nodig, daarna 10-20 per ha per jaar. Ze blijken echter wel succesvol voor de meeste doelsoorten die duidelijk toenemen.

Voor de meest kwetsbare soorten, Welriekende nachtorchis en Bleek bosvogeltje, is de toename heel voorzichtig. Voor Purperorchis is die toename, althans in het Veursbos, significant (foto 2). Het aantal planten werd er de eerste jaren geteld door vrijwilligers (Vanoppen, 2005). Sinds 2002 wordt de populatieontwikkeling ook opgevolgd in een permanent proefvlak van 10x15 m in het kader van het lopende ecologisch onderzoek naar deze orchideeën (o.a. Jacquemyn et al., 2006, 2009, 2010). Daaruit blijkt de populatie in dertien jaar tijd vervienvoudigd te zijn met zowat een kwart tot de helft bloeiende exemplaren (fig. 4). Dergelijke spectaculaire resultaten worden echter niet overal bereikt. Er zijn ook locaties waar de populatie niet toeneemt, ook al is het beheer hetzelfde. Het succes van beheermaatregelen blijkt dus sterk afhankelijk te zijn van de lokale omstandigheden. Welke factoren daarbij bepalend zijn is niet altijd duidelijk.

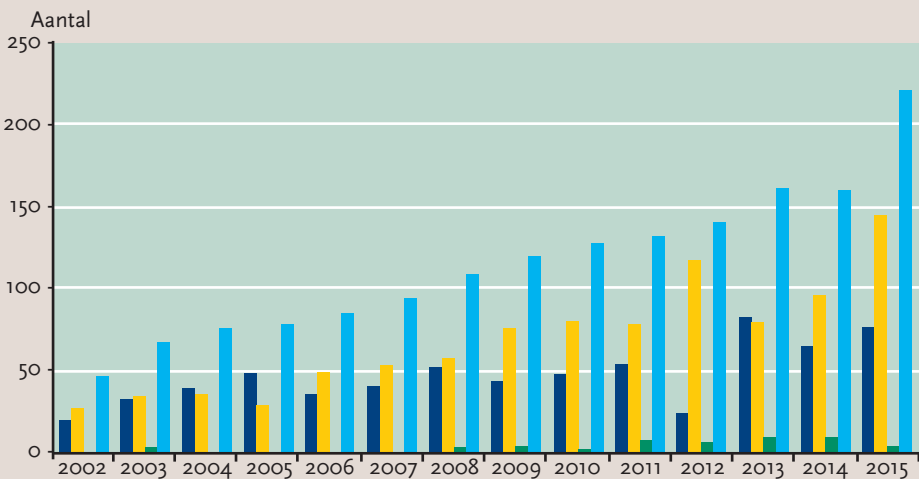


Fig. 4. Ontwikkeling van het aantal planten van Purperorchis in het proefvlak (10x15m) in het Veursbos (foto: Kris Vandekerkhove).

■ Bloeiend; ■ Niet-bloeiend; ■ Afgestorven; ■ Totaal.

Uit het populatieonderzoek (Jacquemyn et al., 2010) blijkt verder dat de planten heel langlevend zijn. De jaarlijkse mortaliteit van gevestigde planten onder dit optimale beheer ligt gemiddeld onder de 3%. Schattingen op basis van populatiemodellen geven aan dat individuele planten gemakkelijk 60 jaar en ouder kunnen worden. De combinatie van voldoende licht en kale bodem blijken de sleutelfactoren te zijn voor het succes van deze beheermaatregelen. Lichtinval blijkt bepalend te zijn voor bloei en vruchtzetting; de kale bodem in combinatie met de aanwezigheid van specifieke mycorrhizaschimmels schept dan weer optimale condities voor kieming en verdere vestiging.

Perspectief

De Voerense bossen behoren tot de meest bijzondere en ecologisch waardevolle bossen in Vlaanderen. Ze vertonen een soortenrijkdom die moet gekoesterd worden en een natuurlijk potentieel dat zo goed mogelijk dient benut te worden. Het actueel gevoerde beheer en beleid tracht hier met de beschikbare mensen en middelen in belangrijke mate toe bij te dragen. De verwachtingen zijn dan ook dat de ecologische kwaliteit van deze bossen verder zal toenemen. Een belangrijke onzekerheidsfactor hierbij is evenwel de toekomstige ontwikkeling van de 'matrix' waarbinnen deze bossen gelegen zijn. Een verdere schaalvergroting en intensivering van de landbouwactiviteiten zou deze verdere ontwikkeling kunnen hypothekeren. De toekomst zal moeten uitwijzen in hoeverre ook hier een positieve kentering kan worden gerealiseerd.

Literatuur

- ANB, 2012.** Instandhoudingsdoelstellingen voor Speciale Beschermingszones Rapport 5 BE2200039 Voerstreek. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clerckx, J.J. de Jong, M.N. van Wijk en L.J. van Os, 2001.** Bospaden voor bosplanten; Bospaden als transportroute, verstigmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 193.
- Crèvecoeur, L. & K. Vandekerckhove, 2015.** Kevers in de bosreservaten van Voeren. INBO-Bosreservatennieuws 14: 20-22.
- Geiser, R., 1998.** Rote liste der Käfer (Coleoptera). In: Bundesanstalt für Naturschutz (ed). Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. BfN, Bonn-Bad Godesberg. p. 168-230.
- Jacquemyn, H., R. Brys, K. Vandepitte, O. Honnay & I. Roldan-Ruiz, 2006.** Kan de Purperorchis overleven in Vlaanderen? Voortplantingssucces in een van de laatste inheemse populaties. *Natuur. Focus* 5(2): 45-49.
- Jacquemyn, H., R. Brys & O. Honnay, 2009.** Large population sizes mitigate negative effects of variable weather conditions on fruit set in two spring woodland orchids. *Biol. Lett.* 5: 495-498.
- Jacquemyn, H., R. Brys & E. Jongejans, 2010.** Seed limitation restricts population growth in shaded populations of a perennial woodland orchid. *Ecology* 91: 119-129.
- Keersmaeker, L. De, K. Vandekerckhove, A. Leyman, P. Van de Kerckhove, M. Esprit & S. Goessens, 2015.** Wel of geen bosbeheer: hoe reageren bosplanten in het Meerdaalwoud? INBO-Bosreservatennieuws 14: 16-19.
- Korpel, S., 1995.** Die Urwalder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Germany.
- Lemoine-Isabeau, C. & E. Helin, 1980.** Cartes inédites du pays de Liège au XVIIIe siècle. Gemeentekrediet van België, Brussel.
- Turin, H., 2000.** De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). 3: 1-666.
- Vanoppen, L., 2005.** Evaluatie van 5 jaar beheerswerken in Voeren. *Liparis* 11.
- Vandekerckhove, K., 2007.** Opmerkelijke vondsten in de bosreservaten. INBO-Bosreservatennieuws 7: 24-27.
- Vandekerckhove, K., 2009.** Sprokkels uit de reservaten. Bosreservatennieuws 9, 18-21.
- Vandekerckhove, K., L. De Keersmaeker, R. Walley (†), F. Köhler, L. Crèvecoeur, L. Govaere, A. Thomaes & K. Verheyen, 2011.** Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45: 909-936.
- Vandekerckhove, K., 2014.** Het bosreservaat Veursbos: hotspot voor biodiversiteit en onderzoek. In: D'r Koeënwoof - Jaarboek Heemkring Voeren en Omstreken. Vol. 35: 24-31.
- Vandekerckhove, K., L. Crèvecoeur, A. Thomaes A. & F. Köhler, 2013.** Kevers van dood hout. *De Levende Natuur* 114(5): 182-186.
- Vandekerckhove, K., L. De Keersmaeker, N. Menke, P. Meyer P & P. Verschelde, 2009.** When nature takes over from man: dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-West- and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258: 425-435.
- Wilhelm, G. & H. Rieger, 2013.** Naturnahe Waldwirtschaft: mit der QD-Strategie. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Summary

Management of the hillside forests of Voeren (Belgium)

In the community of Voeren (Belgium, just south of the Dutch border) about 900 ha of forest occur. They are considered amongst the most ecologically valuable forests of Flanders, containing specific continental forest types and many rare species. A large share is forest or nature reserve and management is strongly focused on specific conservation goals. Most of the broad-leaved forests are left unmanaged and may develop naturally. They already harbor many rare saproxylic species. Conifer plantations are quite drastically transformed to broad-leaved forests by clearcutting and combined rejuvenation or selective thinning. On specific calcareous sites, an intensive management is performed to restore or conserve populations of a series of rare orchid species: the combination of bare soil and moderate light conditions appear to be essential for their development.

Dankwoord

Dank aan Bart Van de Vijver, Felix Baeten en Luc Vanoppen voor hun input voor het stuk over de orchideeën. Dank aan Jan Wuytack (ANB) voor de informatie over het actuele beheer.

Dit artikel wordt opgedragen aan Alex Zeevaert, die ons enkele jaren geleden veel te vroeg is overleden. Hij was boswachter in Voeren en initiatiefnemer, voortrekker en bezieler van talrijke initiatieven voor natuurbehoud in Voeren, zoals het orchideeënbeheer.

K. Vandekerckhove

INBO

Gaverstraat 35, 9500 Geraardsbergen
kris.vandekerckhove@inbo.be

L. De Keersmaeker

INBO

Gaverstraat 35, 9500 Geraardsbergen

R. Brys

INBO

Gaverstraat 35, 9500 Geraardsbergen

H. Jacquemyn

Afdeling Ecologie, Evolutie en Biodiversiteitsbehoud, Universiteit Leuven
Kasteelpark Arenberg 31 - bus 2435
3001 Leuven

L. Crèvecoeur

voorzitter werkgroep ongewervelden
Provinciaal Natuurcentrum
Craenevenne 86, 3600 Genk

Lessen uit onderzoek naar dood-houtkevers in de holle bomen van de Voerstreek

Arno Thomaes & Luc Crèvecoeur

Bij dood-houtkevers denken de meeste mensen spontaan aan dood hout in bossen. Er zijn echter heel wat soorten die uitsluitend leven in oude en holle bomen in mozaïeklandschappen. Er is maar weinig kennis over het voorkomen van deze kevers in de Benelux. Gezien het intensieve beheer, zou het voorkomen van deze soorten wel eens beperkt kunnen zijn. Daarom werd een onderzoek naar dood-houtkevers in holle bomen opgestart in de Voerstreek, een gebied met nog veel potentie. Dit artikel bericht over de resultaten. Op basis van buitenlandse literatuur wordt weergegeven hoe houtige elementen in mozaïeklandschappen beheerd kunnen worden om de aanwezige dood-houtkevers te behouden.

Wat zijn dood-houtkevers?

Onder de naam 'dood-houtkevers' worden alle zogenaamde saproxyle keversoorten gegroepeerd. Dit zijn soorten die in een bepaald stadium van hun ontwikkeling afhankelijk zijn van (dood) hout. Het gaat hierbij niet uitsluitend om soorten die dood hout eten, maar ook om soorten die bijvoorbeeld leven in paddenstoelen die uitsluitend op dood hout groeien of soorten die sap uitvloeit van bomen benutten. Er wordt bij dood-houtkevers ook geen onderscheid gemaakt in dood en levend hout: de kern van een levende boom bestaat immers ook uit afgestorven materiaal, waardoor het moeilijk is om een strikte grens te trekken tussen soorten die levend of dood materiaal gebruiken en sommige soorten benutten beide.

Voor holle bomen kennen een groot aantal specifieke keversoorten die enkel in levende bomen voorkomen. De dikke humus- of molmlaag die onderaan in de holte ligt, herbergt de meeste soorten. Vele van deze soorten zijn bovendien warmteminnend en komen daardoor enkel voor in zonbeschenen

boomholtes. Ze zijn daarom niet te vinden in gesloten bossen, maar wel in solitaire bomen of laanbomen in mozaïeklandschappen (kleinschalig landschap met afwisseling van open ruimte en opgaande begroeiing). Deze kunnen dus zeer zeldzame en waardevolle dood-houtkevers huisvesten. Oude bomen hebben er alle voordelen bij om hol te worden: de nutriënten uit het hout worden opnieuw beschikbaar voor opname door de plant, het zwaartepunt van de boom verlaagt, waardoor de kans op omwaaien verkleint en een holle stam kan beter meebuigen in de wind, zodat hij minder snel afbreekt. De mechanica leert ons dat een volle pilaar even sterk is als een holle cilinder, maar deze laatste kan beter overweg met zijdelingse belasting (Attenborough, 1995; Cornelis et al., 2012). Het hol worden van een boom ten gevolge van schimmels en insecten moet dus niet noodzakelijk als een 'aantasting' gezien worden: beide partijen hebben immers voordeel.

Mozaïeklandschappen als landschappen van historische continuïteit

Mozaïeklandschappen zijn van bijzonder belang voor dood-houtorganismen, omdat er een groot aantal specifieke soorten in deze landschappen voorkomen. De historische continuïteit van geschikt habitat is in dergelijke landschappen wellicht veel groter geweest dan in bos. De bossen in Vlaanderen en Nederland kennen immers een verleden met een zeer intensief beheer. De meeste bossen werden beheerd als hakhout, waarbij alle hout geogst werd en afgestorven hakhoutstoven zelfs uitgegraven werden om als brandhout te benutten (Vandekerhove et al., 2011). In mozaïeklandschappen werd eveneens al het oogstbare hout benut, maar holle knobomen werden behouden zolang ze meer brandhout produceerden dan een nieuw aangeplantede exemplaar. Hetzelfde geldt voor holle hoogstambomen die, zolang hun kroon intact is, meer fruit produceren dan een

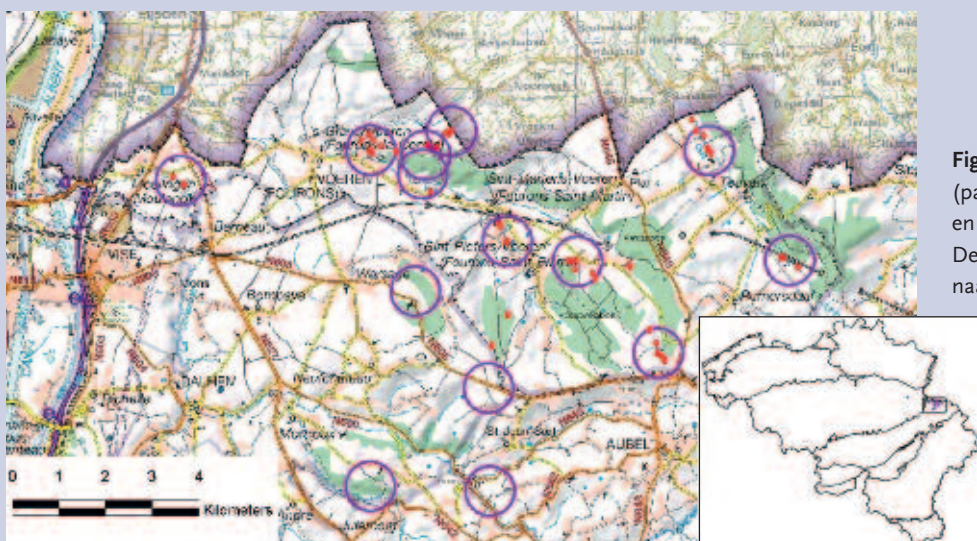


Fig. 1. 14 van de 16 onderzoeksgebieden (paarse cirkel: 500 m rond centrale boom) en 48 bomen met pitfall (rode punten). De proefvlakken in Kolmont liggen verder naar het noordwesten.



Foto 1. De Roestbruine kniptor (*Elater ferrugineus*) in de boomgaard van Moelingen is een goede indicator van een landschap met waardevolle dood-houtkevers (foto: Arno Thomaes).

nieuwe boom. Verder konden oude bomen blijven staan in kasteel- en abdijtuinen omwille van hun esthetische waarde en omdat ze de ouderdom van een landgoed accentueerden. In de tweede helft van de 19e eeuw kwam de grootschalige productie van fruit op gang op plaatsen met een rijke leembodem zoals de Voerstreek. Dit was het gevolg van de industriële verwerkingsmogelijkheden van fruit en de mogelijkheid om het fruit met de trein te transporteren en te verkopen in de steden. In 1936 werd de eerste laagstamboomgaard aangeplant in Haspengouw; na de Tweede Wereldoorlog verloren de hoogstamboomgaarden hun economische waarde. Hun korte bloei-periode in deze regio zorgde echter wel voor een nieuwe generatie holle bomen in een landschap dat op dat moment reeds sterk aan het veranderen was. Door schaalvergroting en het gebruik van prikkeldraad verdwenen er in deze periode immers zeer veel houtkanten en knobomenrijen. In de jaren '60 en '70 tenslotte kwamen er gerichte acties om oude hoogstammen te verwijderen. In vele mozaïeklandschappen was er dus tot voor kort een landschap aanwezig met voldoende holle bomen om een rijke geassocieerde fauna te behouden. Dit lijkt minder waarschijnlijk voor bosgebieden of regio's zonder grootschalige aanplantingen van hoogstamboomgaarden. De laatste decennia gaat het aantal hoogstammen en knobomen sterk achteruit. De bomen zijn doorgaans wel beschermd en vaak worden er subsidies gegeven voor het aanplanten van nieuwe bomen. Het verlies aan oude bomen die, al dan niet natuurlijk, uit het landschap verdwijnen wordt niet gecompenseerd door nieuwe aanplant. De oude holle hoogstammen en knobomen die er vandaag de dag nog staan, werden reeds lang geleden, op een moment dat het mozaïeklandschap nog vrij intact was, hol. Dood-houtkevers konden deze nieuwe bomen op dat moment nog vlot koloniseren vanuit nabije holle bomen. Het is dus best mogelijk dat de waardevolle soorten nog steeds

te vinden zijn in de knobomen, ondanks dat het huidige landschap er minder geschikt uit ziet. De kans op kolonisatie van nieuwe boomholtes is nu echter veel geringer, omdat er veel minder holle bomen aanwezig zijn. Het loont dus de moeite om na te gaan of oude holle bomen nog zeldzame soorten bevatten en te bekijken hoe via landschapsherstel ervoor gezorgd kan worden dat deze soorten ook in de toekomst geschikt habitat kunnen vinden. In dit onderzoek werden daarom de soortenrijkdom en de aanwezigheid van twee indicatorsoorten: nl. de Juchtleerkever (*Osmoderma eremita*) en de Roestbruine kniptor (*Elater ferrugineus*, foto 1) in de Voerstreek en omgeving bekeken. We willen hierbij nagaan in hoeverre de soortensamenstelling verschilt tussen boomsoorten om te bepalen of de bescherming zich kan focussen op bepaalde bomen.

Onderzoek in de Voerstreek

Het mozaïeklandschap is nog steeds tamelijk intact in Voeren. Net vóór de opstart van het project (2011) werd de Roestbruine kniptor in Voeren ontdekt. Het is een grote oranjebruine kniptor waarvan de larve in holle bomen leeft als predator van andere insecten. De Juchtleerkever, een habitatrictlijnsoort, werd in de buurt van Voeren nog gevonden in 2002. De larven leven in holle bomen en de adulten verlaten slechts zelden de holle boom (Ranius, 2000; Ranius & Hedin, 2001). Beide soorten zijn bekende indicatoren voor een rijke aan holtes gebonden fauna (Nilsson et al., 2001; Jönsson et al., 2004; Ranius et al., 2005). In Voeren werden tien locaties geselecteerd met een hoge potentie voor aan holle bomen gebonden soorten. Verder werden twee locaties geselecteerd in het bosreservaat Kolmont (Tongeren) waar de Roestbruine kniptor in 1999 was gevonden. Tenslotte werden nog vier locaties opgenomen in het Waalse Pays de Herve dat aansluit op Voeren (fig. 1). De locaties kunnen opgedeeld worden in valleien met knotwilgen, plateaus met voornamelijk knot-essen, historische parken, bossen en hoogstamboomgaarden. In elk van de 16 locaties werd één centrale holle boom geselecteerd met een interessante molmhoudende holte. Hierin werden van 4 tot 29 juli 2011 twee vallen gehangen, de ene uitgerust met de feromonen van de Roestbruine kniptor, de andere met feromonen van de Juchtleerkever (Svensson & Larsson, 2008; Larsson & Svensson, 2010). Verder werd op de locaties in Voeren, in 48 holle bomen een 'pitfall' val geïnstalleerd; dit zijn



Foto 2. *Crepidophorus mutilatus* werd als nieuwe soort voor België ontdekt in Vitschen (foto: Luc Crèvecoeur).

plastic potten die in de molm worden ingegraven zodat deze tot aan de rand van de pot komt. Deze vallen waren actief van begin mei tot eind juli 2011. In elke locatie werden alle holle en dode bomen binnen de 500 m (proefvlak van 78,5 ha) van de centrale boom gekarteerd. Van elke holte werd een gestandaardiseerde beschrijving opgemaakt. Elke holte werd indien mogelijk gecontroleerd op de aanwezigheid van opvallende kevers (handvangst).

Resultaten

Er konden in totaal 161 keversoorten in de pitfalls worden gedetermineerd waarvan er 77 bekend zijn als dood-houtkever. Maar liefst 23 van deze dood-houtkevers staan op de Duitse Rode Lijst (Geiser, 1998), waarvan één soort (*Biphyllus lunatus*) ernstig bedreigd is, zes soorten bedreigd en 16 andere kwetsbaar. In Vlaanderen bestaat er slechts voor een beperkt aantal kevergroepen (loopkevers, lieveheersbeestjes en dood-houtafhankelijke bladsprietkevers) een Rode Lijst en derhalve wordt naar de Duitse Rode Lijst verwezen. Verder werd er één nieuwe soort voor België (*Crepidophorus mutilatus*, foto 2) gevonden. De interessantste boom, een dode holle appelaar (*Malus sylvestris*), bevatte maar liefst 29 keversoorten waarvan er 17 aan dood hout gebonden zijn en vier op de Rode Lijst staan. De grote soortenrijkdom kan hier deels verklaard worden door de aanwezigheid van braakballen en ander nestmateriaal, waarvan ook specifieke keversoorten leven. Een gigantische holle schietwilg (*Salix alba*, omtrek 630 cm) bevatte 21 soorten, waarvan tien aan dood hout gebonden en vier op de Rode Lijst. Verder vonden we nog een knot-es met vier Rode lijstsoorten. De holle appelaars waren doorgaans de bomen met de meeste soorten en Rode lijstsoorten. Uit de analyse van de soorten-samenstelling van de verschillende bomen blijkt dat deze groten-

Foto 3. De Variabele edelman (*Gnorimus variabilis*) is een topindicator voor waardevolle locaties voor saproxyele organismen en werd voor het eerst sinds 1932 weer in de Benelux waargenomen (foto: Arno Thomaes).



deels verklaard wordt door de boomsoort en het proefvlak waarin de boom ligt. Dit wil zeggen dat de soortensamenstelling meer op elkaar lijkt bij bomen van dezelfde soort en bomen van hetzelfde proefvlak. Daarom is het belangrijk om bescherming te voorzien in verschillende gebieden en van verschillende boomsoorten.

Gemiddeld hadden de proefvlakken 85 molmhoudende holle bomen per vierkante kilometer, de beste locatie had zelfs 192 molmhoudende holtes. Deze resultaten hoeven zeker niet onder te doen voor enkele studies in gebieden in Zweden (Ranius et al., 2011; Jonsell, 2012) en Frankrijk (Ranius et al., 2005; Dubois et al., 2009) waar Juchtleerkever voorkomt. Het aantal dode bomen was eerder aan de lage kant in de mozaïeklandschappen; enkel in de bosreservaten werden meer en dikkere dode bomen gevonden.

In maar liefst 13 van de 16 locaties kon de Roestbruine kniptor met de feromoonvallen worden gevangen. Het aantal gevangen individuen hield verband met het aantal molmhoudende holle bomen in de omgeving, wat reeds eerder elders was aangetoond (Ranius, 2002). In gebieden met minder dan 50 geschikte bomen binnen een straal van 500 m werd de kever niet of met minder dan twee exemplaren gevonden. Ook in het studiegebied lijkt de Roestbruine kniptor dus een goede indicator die bovendien gemakkelijk te inventariseren is. De gevangen aantallen vertoonden echter geen verband met de soortenrijkdom in de pitfalls, wellicht omdat de soortenlijst per proefvlak met de huidige vangstinspanning verre van volledig is. De Juchtleerkever werd niet gevonden.

Ook de handvangsten leverden een aantal interessante soorten op, zoals het Vliegend hert (*Lucanus cervus*) die opgenomen is in de Habitatrichtlijn. Het Klein vliegend hert (*Dorcus parallelipipedus*) leek in heel wat gebieden algemeen en ook het Rolrond vliegend hert (*Sinodendron cylindricum*) werd een aantal keren waargenomen. Tenslotte werd ook de Variabele edelman (*Gnorimus variabilis*, foto 3) gevonden, een soort die sinds 1932 niet meer was waargenomen in de Benelux. Deze is sterk verwant aan de Juchtleerkever en is zelfs veel zeldzamer in Noordelijk Europa. Voor een volledig overzicht van de resultaten wordt verwezen naar Thomaes (2014).

Conclusies voor het beheer

Hoewel op vele plaatsen het traditionele mozaïeklandschap sterk is aangetast, toont deze studie aan dat deze regio nog tal van zeldzame en waardevolle dood-houtkevers herbergt. Dit wordt verklaard door de zogenaamde uitsterfschuld: soorten zijn nog aanwezig hoewel het landschap niet langer geschikt is om het voortbestaan van de soort op lange termijn te garanderen. Daarvoor is het dus noodzakelijk om het huidige landschapsbeheer drastisch te veranderen.

Het voortbestaan van deze dood-houtkevers die vaak gebonden zijn aan holle bomen is in de eerste plaats afhankelijk van een voldoende en continu aanbod aan holle bomen. Een hoge dichtheid van holle bomen is niet alleen belangrijk voor deze soorten, maar is ook een goede indicatie van potentieel waardevolle gebieden met hoge soortenrijkdom. Dit wordt verklaard door de specifieke habitateisen die soorten stellen; want niet elke holte is geschikt voor elke soort dood-houtkever. Anderzijds ondergaat een holte ook een successie waardoor ze niet geschikt



Foto 4. Een voorbeeld van een redelijk intact mozaïeklandschap met hagen en knotbomen langs de Berwijn (foto: Arno Thomaes).

blijft. Vooral bij kleinere bomen verloopt de successie snel. Soorten moeten dus regelmatig nieuwe holtes kunnen koloniseren. Vele soorten zijn echter slechte vliegers en hebben daarvoor moeite om een boom enkele honderden meters verder te bereiken (Hedin & Ranius, 2002). Verder hebben sommige soorten een netwerk van geschikte bomen nodig om een populatie te kunnen opbouwen.

De eerste stap in het beheer is het veiligstellen en beschermen van de reeds aanwezige oude en holle bomen; deze herbergen immers de bronpopulatie. De focus dient hierbij te liggen op gebieden waar het netwerk van bomen nog het meest intact is, waar er grote variatie is aan boomsoorten en types (knotbomen, opgaande bomen, hoogstammen, ... foto 4). Er zijn echter ook zeer zeldzame soorten in geïsoleerde bomen aangetroffen, omdat de soortenrijkdom vooral afhankelijk is van het historische landschap en niet het huidige (zie eerder). Tenslotte is het belangrijk om te investeren in verschillende gebieden, aangezien de gevonden soortensamenstelling verschilde tussen de gebieden.

Naast bescherming hebben deze bomen ook behoefte aan beheer. Knotbomen dienen verder geknot te worden om te vermijden dat de zijtakken te zwaar worden en de boom openbreekt of omvalt. Het doorgaan met knotten zorgt ervoor dat de holte aan de bovenkant afgesloten blijft (foto 5). Indien deze boven open rot, verandert immers het vochtgehalte van de molm en verdwijnen de meeste soorten. Natte molm heeft namelijk een heel andere soortensamenstelling; deze is minder interessant voor kevers maar bijvoorbeeld wel voor bepaalde zweefvliegen. Bomen die reeds lang niet meer geknot zijn, moeten stapsgewijze teruggedrongen worden om te vermijden dat de boom afsterft. Tenslotte is het zeer belangrijk om te vermijden dat oude bomen overgroeid raken door nieuwe jonge bomen. Oude bomen, knotbomen en hoogstammen zijn veel lager en minder competitief dan jonge opgroeiende bomen. Daarom dient er een open ruimte rond dergelijke bomen vrijgehouden te worden. Tenslotte is het belangrijk om er op te letten dat grazers de schors niet dermate beschadigen dat ze erdoor sterven (Cornelis et al., 2012).

De tweede stap is het aanplanten van nieuwe bomen die in de nabije toekomst hol kunnen worden. Vele holle bomen zijn immers oud en staan geïsoleerd in het landschap. Aanplant dient dan ook te gebeuren in de onmiddellijke omgeving van relicten met holle bomen. In een dergelijk geval kan het raadzaam zijn om te kiezen voor bomen die relatief snel hol worden. Een knotwilg (*Salix spec.*) kan een geschikte holte hebben na 30 jaar intensief knotten, terwijl dit 50 jaar is voor een knoteik (*Quercus spec.*; Vignon, 2006), bij Es (*Fraxinus excelsior*) ligt de leeftijd wellicht tussen beide. Het hout van Haagbeuk (*Carpinus betulus*) rot vrij snel, waardoor de holte snel open rot en slechts tijdelijk geschikt is. Verder is het belangrijk om een groot palet aan boomsoorten en -types te voorzien. Knotwilgen worden sneller hol dan knoteiken of -essen, maar deze laatste hebben een holte die veel langer geschikt blijft. Bij de fruitbomen zijn vooral appelsaars interessant, omdat ze bijna steeds hol worden, perelaars (*Pyrus communis*) worden slechts zeer zelden hol, terwijl kerselaars (*Prunus avium*) snel doorrotten na beschadiging, waarbij een groot deel of zelfs de hele boom afsterft (foto 6). Bijzondere aandacht is nodig bij het zogenaamde wastinebeheer, extensieve begrazing in zeer grote aaneengesloten gebieden, met als doel het bekomen van een ongeperceleerd mozaïeklandschap, waarbij typische perceelsrandbegroeiing verdwijnt en heren der struwelen met opgaande bomen ontstaan. Dit beheer zal op lange termijn een zeer geschikt landschap opleveren voor kevers van holle bomen. De oude holle eiken en andere loofbomen die hierin voorkomen, hebben immers veel grotere holtes dan bijvoorbeeld hoogstammen en kunnen gedurende honderden jaren geschikt blijven. Een overgangsbeheer is echter noodzakelijk om de continuïteit aan boomholtes te garanderen in de komende decennia.

Noodgevallen

Uit het voorgaande blijkt dat de continuïteit aan holtes één van de belangrijkste beheerdoelstellingen moet zijn om deze gespecialiseerde kevers te kunnen behouden. Grote delen van ons landschap zijn echter al zo ver uitgekleeft dat een snel herstel zich opdringt. Ook in deze studie zijn er in de meeste deelgebieden te weinig jonge bomen waarin een nieuwe holte aan het ontwikkelen is, om ongeschikt geworden holtes te kunnen ver-

vangen. Soms dreigen de laatste holle bomen zo snel te verdwijnen dat aanplanten van nieuwe bomen geen oplossing meer kan bieden. Ook voor dergelijke 'noodgevallen' werden er de laatste jaren al heel wat experimenten opgezet in Europa. In de Benelux is er nog maar weinig ervaring met dergelijke methodieken, maar hier volgt toch een kort overzicht van de mogelijkheden, zodat ze waar nodig ook bij ons ingang kunnen vinden. Dergelijke technieken zijn vooral belangrijk wanneer er bomen met zeer zeldzame of waardevolle soorten dreigen te verdwijnen. In ieder geval lijkt het belangrijk om dergelijke maatregelen steeds goed te ondersteunen door boomverzorgers en het effect van de ingrepen te monitoren.

Indien waardevolle knobomen of hoogstamboomgaarden dienen te verdwijnen voor bijvoorbeeld infrastructuurwerken, dan kunnen ze verplant worden naar een meer geschikt landschap. Zelfs dode bomen kunnen 'verplant' of opnieuw rechtgezet worden (Stegner et al., 2009). Het rechtzetten van omgevallen holle bomen kan de aanwezige soorten enkele extra generaties geven om een nieuw habitat te koloniseren. Door de omgevallen bomen tegen een potentieel geschikte boom in de omgeving te plaatsen, kan de kans op kolonisatie verhoogd worden. Indien het onmogelijk is om heel de boom te verplaatsen, dan kan eventueel de holte uit de boom gezaagd worden en elders opnieuw

Foto 5. Het knotten van knobomen zorgt ervoor dat ze vitaal blijven en de holte die onder de knots aanwezig is afgeschermd blijft tegen de regen (foto: Arno Thomaes).



opgehangen worden. Een andere mogelijkheid is om alle molm (en de daarin levende soorten) voorzichtig over te brengen naar een andere boom of kunstmatige holte. Ook bomen die uitgehold zijn tot aan de minerale bodem dreigen hun soorten te verliezen; het inbrengen van vermolmd hout kan ze een aantal extra generaties bezorgen om een nieuw geschikt habitat te koloniseren. Naast het kunstmatig verlengen van de levensduur, kunnen ook kunstmatig nieuwe holtes gecreëerd worden. Zo zijn er bijvoorbeeld experimenten met het zagen van een holte in een levende boom (naast andere verouderingstechnieken), het inbrengen van mycelium in de stam zodat de bomen op korte termijn hol worden en het plaatsen van nestkasten voor kevers. Dit laatste is te vergelijken met een bosuilenkast gevuld met zaagsel (Jansson et al., 2009) en wordt meer en meer gebruikt in gebieden waar de Europees beschermde Juchtleerkever voorkomt.

Literatuur

- Attenborough, D., 1995.** The Private Life of Plants: A natural history of plant behavior. BBC Books, London.
- Cornelis, J., E. Troch, P. Geerts, A. Thomaes, K. Vandekerckhove & R. Verlinde (eds.), 2012.** Het beheer van veteranabomen. Vertaling van: Read, H., Veteran trees: a guide to good management. Inverde & Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel.
- Dubois, G.F., V. Vignon, Y.R. Delettre, Y. Rantier, P. Vernon & F. Burel, 2009.** Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. Landscape and Urban Planning 91: 152-159.
- Hedin, J. & T. Ranius, 2002.** Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita*, an inhabitant of tree hollows. Computers and electronics in Agriculture 35: 171-180.
- Jansson, N., T. Ranius, A. Larsson & P. Milberg, 2009.** Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. Biodiversity & Conservation 18: 3891-3908.
- Jonsell, M., 2012.** Old park trees as habitat for saproxylic beetle species. Biodiversity and Conservation 21: 619-642.
- Jönsson, N., M. Méndez & T. Ranius, 2004.** Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*. Animal Biodiversity and Conservation 27: 79-82.
- Larsson, M.C. & G.P. Svensson, 2010.** Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. Journal of Insect Conservation 15: 891-902.
- Nilsson, S.G., J. Hedin & M. Niklasson, 2001.** Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. Scandinavian Journal of Forest Research 16: 10-26.
- Ranius, T., 2000.** Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. Animal Conservation 3: 37-43.
- Ranius, T., 2002.** Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. Animal Biodiversity and Conservation 25: 53-68.
- Ranius, T. & J. Hedin, 2001.** The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. Oecologia 126: 363-370.
- Ranius, T., L. Aguado, K. Antonsson, P. Audisio, A. Ballerio, G.M. Carpaneto, K. Chobot, B. Gjura in, O. Hanssen, H. Huijbregts, F. Lakatos, O. Martin, Z. Neculiseanu, N.B. Nikitsky, W. Paill, A. Pirnat, V. Rizun, A. Ruicnescu, J. Stegner, I. Süda, P. Szwako, V. Tamutis, D. Telnov, V. Tsinkevich, V. Versteirt, V. Vignon, M. Vögel**



Foto 6. Indien tijdig gestart wordt met het aanplanten van nieuwe hoogstammen, dan kan de continuïteit aan holle bomen verzekerd worden, zoals hier in de boomgaard van Moelingen (foto: Arno Thomas).

& P. Zach, 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 1–44.
 Ranius, T., V. Johansson & L. Fahrig, 2011. Predicting spatial occurrence of beetles and pseudoscorpions in hollow oaks in southeastern Sweden. *Biodiversity and Conservation* 20: 2027–2040.

Stegner, J., P. Strzelczyk & T. Martschei, 2009. Der Juchtenkäfer (*Osmoderma eremita*), eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie: Handreichung für Naturschutz und Landschaftsplanung: Biologie, Erfassung, Bewertung, Planung, Schutz & Recht. VIDUSMEDIA, Schönwölkau.

Svensson, G.P. & M.P. Larsson, 2008. Enantiomeric specificity in a pheromone–kairomone system of two threatened saproxylic beetles, *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. *Journal of Chemical Ecology* 34: 189–197.

Thomas, A., 2014. Een verkenning van de keverbiodiversiteit in holle bomen in Haspengouw en Land van Herve. Instituut Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. INBO.R.2014.1539365.
https://data.inbo.be/purews/files/4338790/Thomas_2014_VerkenningKeverbiodiversiteitHolleBomenHaspengouwLandVanHerve.pdf

Vandekerkhove, K., L. De Keersmaecker, R. Walley, F. Köhler, L. Crèvecoeur, L. Govaere, A. Thomas & K. Verheyen, 2011. Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: Do the associated species follow? *Silva Fennica* 45: 909–936.

Vignon, V., 2006. Le pique - prune, histoire d'une sauvegarde. nohant: O.G.E. – Cofiroute.

Summary

Lessons taken from dead wood beetle research in hollow trees of the Voerstreek

A study was performed on the saproxylic beetles present in hollow trees in Voeren and surrounding. We found 23 species listed on the German Red List, *Crepidophorus mutilatus* was found as a new species of the Belgian fauna and *Gnorimus variabilis* was rediscovered since the last observation in 1932. *Elater ferrugineus*, an indicator of landscapes rich in saproxylic species was found in 13 of the 16 studied sites. Based on this research we can conclude that the region of Voeren is still very rich in saproxylic beetles of hollow trees. Management guidelines are given to prioritise, protect and restore landscapes with hollow trees in order to protect the associated fauna.

Dankwoord

We willen het Agentschap voor Natuur en Bos, Natuurpunt, Regionaal Landschap Haspengouw en Voeren, Service Public de Wallonie en andere eigenaars en beheerders bedanken voor hun medewerking en toestemming voor dit onderzoek. We bedanken Thierry Kervyn en Vincent Fievet voor hun hulp bij de Waalse sites en Michael Wijnants die een stage verrichtte in het kader van dit project. We zijn Mattias Larsson en Glenn Svensson dankbaar voor het leveren van de feromonen van *E. ferrugineus* en voor hun ondersteuning van het onderzoek.

A.A.M. Thomas
 Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)
 Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel, België
 arno.thomas@inbo.be

L. Crèvecoeur
 Provinciaal Natuurcentrum
 Craenevenne 86, B-3600 Genk, België

Nitraatbelasting van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen

Hans de Mars
Bas van Delft
Eddy Weeda
& Joop Schaminée

In het Europese natuurbeleid komt de grote betekenis van de Zuid-Limburgse beekdalen tot uitdrukking in de aanmelding van maar liefst zes Natura-2000 gebieden. De Zuid-Limburgse beekdalen staan bekend om hun vele brongebieden. Naast de vele bronnen gaat het daarbij ook om drassige terreinen, vaak op steile hellingen, die worden gevoed door afstromend grondwater, hier aangeduid als hellingmoerassen. Het Zuid-Limburgse grondwater heeft echter al decennia lang te kampen met zeer hoge nitraatgehalten. De kwaliteit en biodiversiteit van de hellingmoerassen staan daardoor onder druk. Hoewel de situatie wat betreft de waterkwaliteit van de bronnen relatief goed bekend is, ontbrak tot voor kort een actueel beeld voor de hellingmoerassen.

Onderzoek in het kader van OBN vult die lacune nu in.

Hellingmoerassen in Zuid-Limburg

Hellingmoerassen en bronnen zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. Gewoonlijk bevinden zich één of meer bronnen binnen een hellingmoeras. De grens tussen beide is soms moeilijk te trekken. Wie zich echter enkel richt op de bronnen, onderschat de betekenis voor de biodiversiteit van een dergelijk samenhangend systeem van een hellingmoeras met bronnen. Het geheel is namelijk meer dan de som van de delen. In de bron treedt op een beperkt oppervlak veel grondwater aan de dag, waarna dat vervolgens via een bronbeekje versneld tot afstroming komt. Het hellingmoeras beslaat een beduidend groter oppervlak. Hydrologisch gezien werkt dat meer als een soort waterverzadigde spons waarbij het uittredende grondwater over een breed front traag en diffuus afstroomt.

Lager op de helling kan het weer in de grond wegzakken of door bronbeken worden afgevoerd. Deze hydrologische verschillen leveren allerlei kleinschalige gradiënten op die bijdragen aan de biodiversiteit van het systeem. Maar hoe dan ook geldt dat het ecologisch functioneren van zowel bron als hellingmoeras afhankelijk is van hetzelfde onderliggende grondwatersysteem.

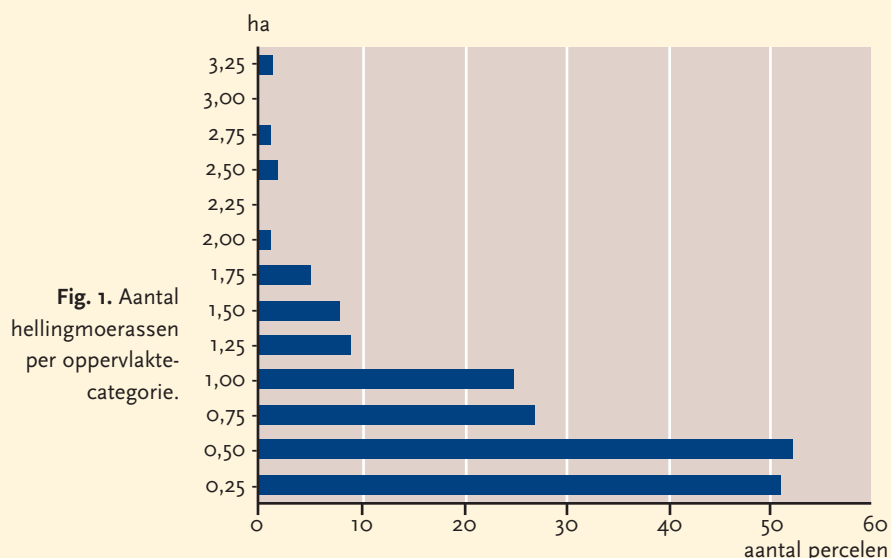
De resterende, niet-beboste hellingmoerassen in Zuid-Limburg kenmerken zich door een beperkte oppervlakte. Van de ruim 180 aanwezige locaties in het heuvelland heb-

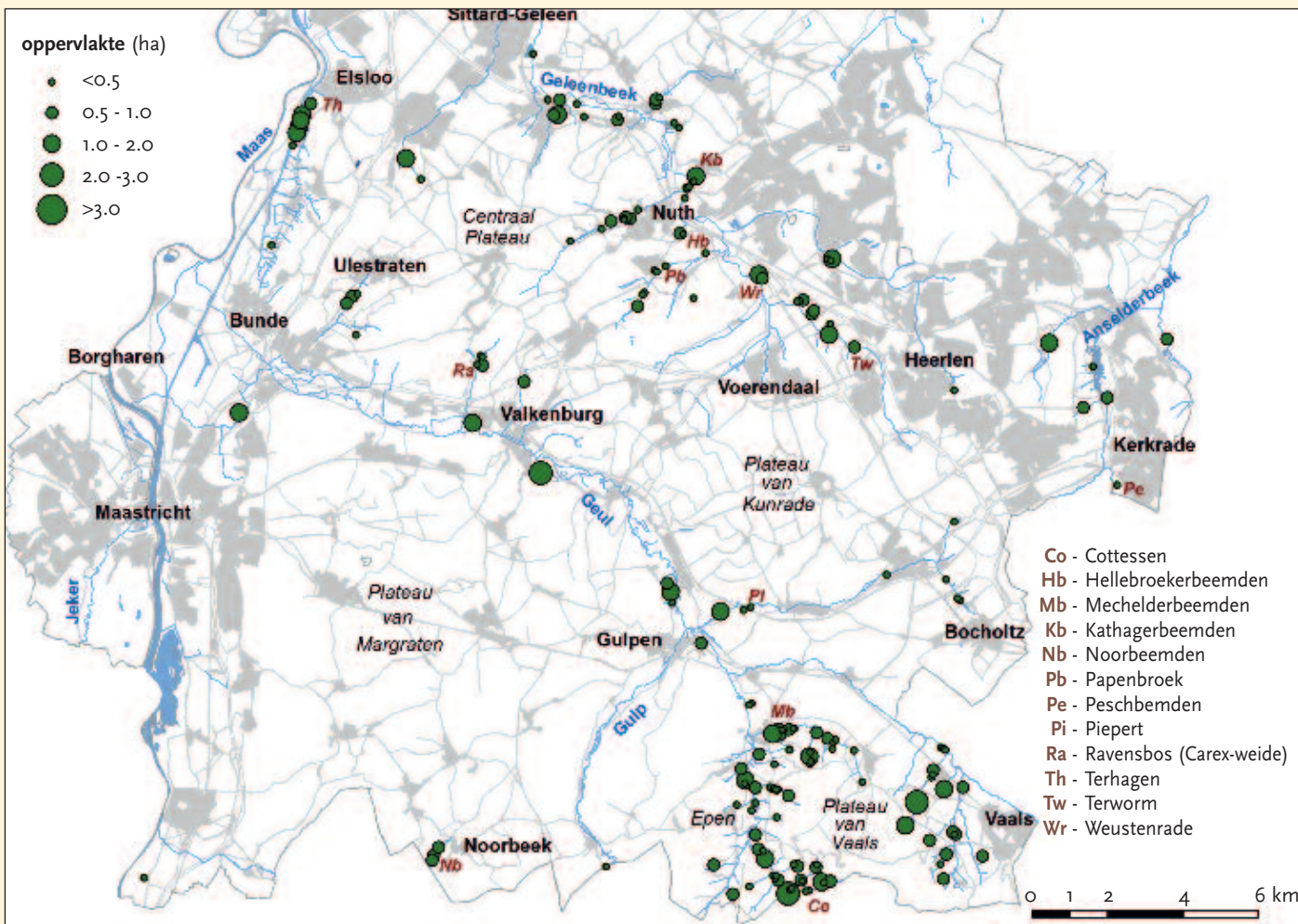
ben slechts 30 hellingmoerassen een oppervlak van meer dan 1 ha (fig. 1; de Mars et al., 2012). Het is in dat licht verrassend om te zien dat dergelijke kleine locaties vaak goed stand lijken te houden in het hedendaagse, versnipperde en door stikstof overbelaste landschap. Zo vormen ze nog altijd bastions en potentiële stapstenen voor de biodiversiteit van de Zuid-Limburgse beekdalen.

De grootste concentratie aan hellingmoerassen wordt aangetroffen op de noord- en westflank van het Plateau van Vaals. Hier liggen tussen de 120-220 m NAP de hoogst gelegen hellingmoerassen van Nederland (fig. 2). Daarnaast zijn er con-

centraties te vinden rond het Centraal Plateau, een hoog gelegen gebied gekenmerkt door met löss afgedekte rivierterrasafzettingen, globaal gelegen binnen de driehoek Bunde-Geleen-Voerendaal. Vooral aan de west- en noordzijde van dat gebied zijn in het stroomgebied van de Geleenbeek en in het Elslooërbos op tal van plaatsen niet-beboste hellingmoerassen te vinden, gelegen op een hoogte variërend tussen de 40 en 100 m NAP. Opvallend is dat juist rond dit plateau ook op tal van plaatsen kalktuffbronnen en soms zelfs kalkmoerasjes voorkomen. Belangrijke locaties bevinden zich ten zuiden van Elsloo, bij Ulestraten, ten noorden van Valkenburg, tussen Nuth en Weustenrade en bij Terworm (Weeda et al., 2011; de Mars et al., 2012). Rond het zuidelijker gelegen kalksteenplateau van Margraten komen weinig hellingmoerassen voor. Hoewel de aanwezigheid van kalksteen anders doet vermoeden, zijn hier ook nauwelijks kalktuffbronnen te vinden. Een uitzondering hierop vormt het Noorbeekdal, waar wel veel bronnen voorkomen waaronder ook kalktuffbronnen.

Tot slot moet ook het weinig bekende dal van de Anselderbeek bij Kerkrade worden genoemd als een gebied met een aantal fraaie hellingmoerassen, zoals de Peschbenden (Hermans et al., 1983; de Mars et al., 2012).





De grootste hellingmoerassen liggen verscholen in (helling)bossen, zoals in het Elslooërbos, in het dal van de Geleenbeek en in het Noorbeekdal. Een deel daarvan bestond echter tot begin 20e eeuw nog uit natte graslanden (de Mars, 2010; de Mars et al., 2012). Naast de bebossing in die periode hebben de afgelopen decennia ontwatering en doelbewuste beplantingen in het kader van beekherstel en landinrichting gezorgd voor een verlies aan natte, maar in het volle daglicht gelegen habitats. Andere locaties zijn benut om er amfibieënpoolen of zelfs waterbuffers in te graven.

Globale geohydrologische opbouw

De geohydrologische gesteldheid van Zuid-Limburg is complex en wordt gekenmerkt door qua ouderdom, aard en structuur zeer uiteenlopende afzettingen, variërend van lei- en zandsteenformaties uit het Carboon, kalksteen (mergel) uit de Krijtperiode, Tertiaire kleilagen en Pleistocene zand- en löss-afzettingen. Daarbij komen nog verschillende breukzones, zoals de Geulle, Eckelrader, Kunrader en Benzenrader-

breuk, waardoor op een betrekkelijk korte afstand een grote geologische verscheidenheid kan worden waargenomen.

Ruwweg wordt ten zuiden van de lijn Borgharen – Voerendaal – Bocholtz de geohydrologische opbouw van de plateaus primair bepaald door dikke kalksteenafzettingen (Krijt). Vooral de bovenste lagen zijn vaak zeer goed doorlatend, waardoor regenwater diep kan wegzakken in de kalksteenondergrond. De kalksteen dazoomt hier vaak op de dalflanken, waar deze in het verleden op tal van plaatsen is geëxploiteerd (zie ook Nijssen et al., dit nummer).

Ten noorden van de lijn Borgharen – Voerendaal – Bocholtz dazoomen de kalksteenafzettingen niet meer, maar liggen ze onder een 35 tot ruim 100 m dik pakket gelaagde mariene afzettingen (Oligoceen) en grofzandige Pleistocene rivierterrasafzettingen, bestaande uit slecht doorlatende kleilagen en goed doorlatende,

grindhoudende zanden. Deze kleilagen dazoomen hier op tal van plaatsen op dieper ingesneden dalflanken. Een groot deel van het infiltrerende regenwater stroomt over deze kleilagen af en treedt uit op plaatsen waar de klei aan de oppervlakte komt. Dat verklaart de aanwezigheid van de vele brongebieden. Rond het plateau van Vaals doet zich een vergelijkbare situatie voor. Hier fungeren de Akense en Vaalser groenzanden als slecht doorlatende basis voor het afstromende grondwater. Het betreft een pakket kleihoudende zanden met een veelal donkergroene kleur, die wordt veroorzaakt door het mineraal glauconiet, een ijzersilicaat.

Omdat alle genoemde geologische afzettingen globaal gezien geleidelijk in noordwestelijke richting aflopen, zijn vooral op de noord- en westflanken van de plateaus brongebieden te vinden. Daarvan is het Bunder- en Elslooërbos het meest bekende voorbeeld.

Fig. 2. Verspreiding van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen, eind 20e eeuw (bron: de Mars et al., 2012).



Foto 1. Voorjaar op de 'Carex weide', een hellingmoeras in het Ravensbos. De drassige zone op de voorgrond blijkt een kwelvenster van zeer nitraatrijk grondwater te zijn (foto: H. de Mars).

De Zuid-Limburgse plateaus zijn afgedekt door een laag löss van drie tot tien meter dik, afhankelijk van de plaats. De bovenste laag löss is gewoonlijk al in meer of mindere mate ontkalkt, maar dikkere afzettingen kunnen aan de basis nog steeds sterk kalkhoudend zijn (Stiboka, 1990). Deze kalkrijkdom wordt als oorsprong van het hoge kalkgehalte van de brongebieden in dit deel van Zuid-Limburg beschouwd. Zo zijn de dikste lösslagen bijvoorbeeld op het Centraal Plateau te vinden in de omgeving van Beek-Elsloo en bij Ulestraten, niet toevallig vlakbij de kalktufbronnen in het Elslooërbos en die langs de Vliekwaterring bij Ulestraten.

Verder valt op dat de ondiepe ondergrond van de meeste hellingmoerassen zich kenmerkt door een lemige, vaak vrij sterk ijzerhoudende bodem (colluvium), met een dunne (<5 cm) amorfe organische bovenlaag (de Mars et al., 2012). Veen van enige betekenis (>30 cm) is maar weinig aanwezig. Zeer lokaal wordt het aangetroffen in het Bunder- en Elslooërbos, het Ravensbos ten noorden van Valkenburg, het Geleenbeekdal en in het Anselderbeekdal. Daarnaast komen op verscheidene plaatsen

door colluvium bedolven veenlagen voor, bijvoorbeeld in het Geuldal en rond het Plateau van Vaals (de Mars et al., 2012). Het beperkte voorkomen van veen hangt samen met de hoge pH van het ondiepe grondwater (pH = 6,5 - 8) in combinatie met de permanente doorstroming van het hellingmoeras. Daardoor verloopt de afbraak van organische stof vrij snel, zodat de veenopbouw wordt verhinderd of traag verloopt. Echt dikke veenlagen van meer dan een meter zijn daarom bepaald zeldzaam in het heuvelland.

Nitraatbelasting van het Zuid-Limburgse bronwater

Tot omstreeks 1975 was het Zuid-Limburgse grondwater nog weinig vervuild. Maas (1959) bemonsterde in 1956 op verschillende plaatsen in Zuid-Limburg een tiental bronnen, onder meer in bronbosjes van Terziet, ten zuiden van Epen, en in het Bunder- en Elslooërbos. Het nitraatgehalte bleek toen nergens boven de 7 mg/l uit te komen, en komt daarmee overeen met de natuurlijke achtergrondwaarde. De metingen in de Landeus, een bron bij Mechelen,

die lange tijd fungeerde als lokale waterwinning, ondersteunen dat beeld. Sinds begin van de metingen in 1943 schommelt het nitraatgehalte daar tussen de 5 à 10 mg/l (IWACO, 1996; fig. 3). Met de toenemende intensivering van de landbouw en de daarmee gepaard gaande hoge mestgiften verandert het nitraatgehalte vanaf 1980 snel. In amper tien jaar stijgen de nitraatconcentraties hier naar 30 mg/l, om nog eens tien jaar later, in 2001, te zijn toegenomen tot 42 mg/l (IWACO, 1996; Hendrix & Meinardi, 2004). Sindsdien zijn de concentraties weer wat afgenomen en liggen ze sinds 2010 op circa 25-30 mg/l (fig. 3).

Van de Brigidabron, de bron van de Noor, bij Noorbeek aan de zuidrand van het plateau van Margraten, zijn pas gegevens vanaf 1980 bekend. Toen bedroeg de nitraatconcentratie hier al 37 mg/l en sindsdien is die gestaag verder opgelopen. In 2001 bleek het bronwater 85 mg/l nitraat te bevatten (IWACO, 1996; Hendrix & Meinardi, 2004). De afgelopen jaren schommelen de concentraties rond de 65-70 mg/l (fig. 3).

De stijging van de nitraatlast treedt dus overall in het Zuid-Limburgse heuvelland op. Rond 1985 lag het nitraatgehalte in de bronnen rond het Centraal Plateau al op 78 mg/l. In 2001 bleek dat te zijn opgelopen tot gemiddeld 95 mg/l, met meerdere uitschieters tot ver boven de 200 mg/l. Daarbij gold dat voor de kleine bronbeek-

Kalktufbronnen: bronnen waar met calciumbicarbonaat verzadigd grondwater dagzoomt waaruit in de bron en bronbeken vervolgens kalktuf (calciumcarbonaat) neerslaat in de vorm van korsten of kalktufbanken. Deze afzettingen kunnen begroeid raken met diknerfmossen (Cratoneurion).

Kalkmoeras: een kwelmoeras dat wordt gevoed met kalkrijk grondwater en waar in de vaak venige bodem ook neerslag van kalktuf kan plaatsvinden. Kalkmoerassen bieden vaak plaats aan zeer soortenrijke, laag productieve vegetaties met tal van Rode lijstsoorten.

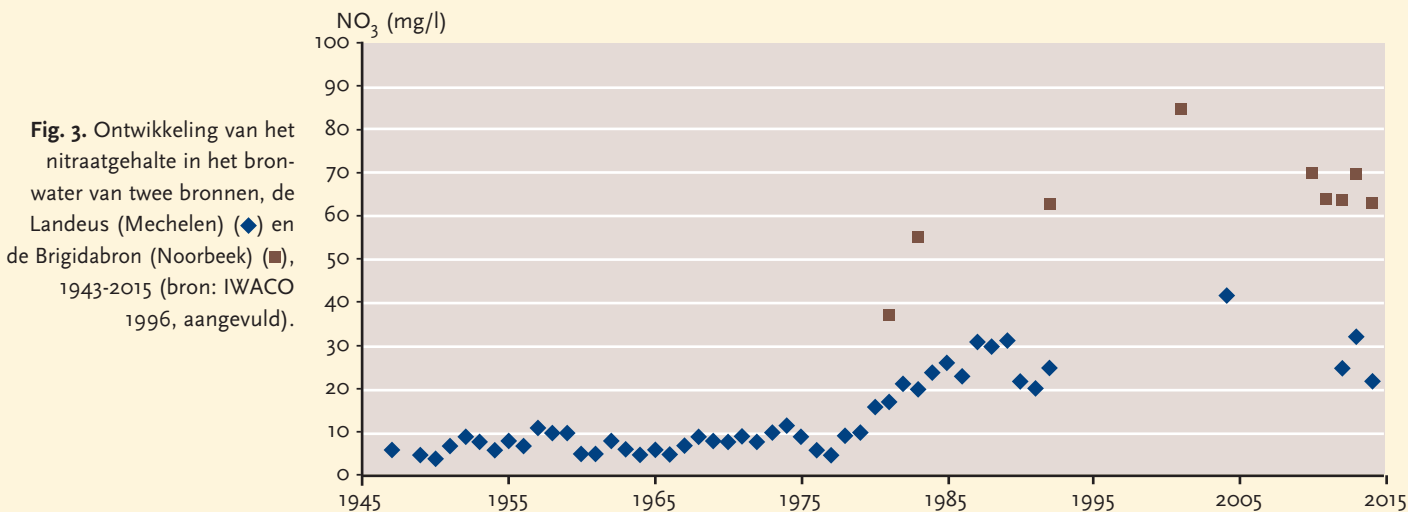


Fig. 3. Ontwikkeling van het nitraatgehalte in het bronwater van twee bronnen, de Landeus (Mechelen) (◆) en de Brigidabron (Noorbeek) (■), 1943-2015 (bron: IWACO 1996, aangevuld).

stelsels het nitraatgehalte een direct gevolg was van de bemestingsdruk in het intrekgebied (Hendrix & Meinardi, 2004). Pas na 1995 neemt op de plateaus, onder invloed van het mestbeleid, de nitraatuitspoeling vanuit de landbouw weer langzaam af. Dat vertaalt zich tot op heden nog niet in een substantieel lagere nitraatbelasting van de bronnen. In de zuidelijke helft van het Bunder- en Elslooërbos zijn de nitraatconcentraties in de periode 2001-2014 zelfs nog flink gestegen (Smolders et al., 2014). De nitraatconcentraties van de al eerder genoemde Brigidabron en de Landeus namen toe tot omstreeks 2000, waarna ze weer wat zijn gedaald. Echter, die daling zet na 2010 niet verder door (fig. 3). Ook op andere plaatsen is hooguit sprake van een lichte afname en stabilisatie op een onverminderd hoog niveau, zoals in de noordelijke helft van het Bunder- en Elslooërbos (Provincie Limburg, 2012; Smolders et al., 2014; de Mars & Smolders, 2014), terwijl in het Ravensbos nog steeds extreem hoge nitraatconcentraties (>100-200 mg/l) worden aangetroffen (fig. 4).

De oorzaak van dit grillige ‘gedrag’ heeft te maken met de verschillen in herkomst van het water dat in de bronnen aan de dag treedt en de daarmee samenhangende verschillen in reistijd van het water door het watervoerende pakket (fig. 5). De reistijd kan uiteenlopen van enkele maanden (dicht bij de bron) tot wel 110-150 jaar als het water van een grotere afstand afkomstig is (Hendrix & Meinardi, 2004). Hoe meer water een bron levert, des te groter zal het intrekgebied van die bron moeten zijn om een dergelijk debiet te kunnen leveren. Dat betekent dus dat ook een

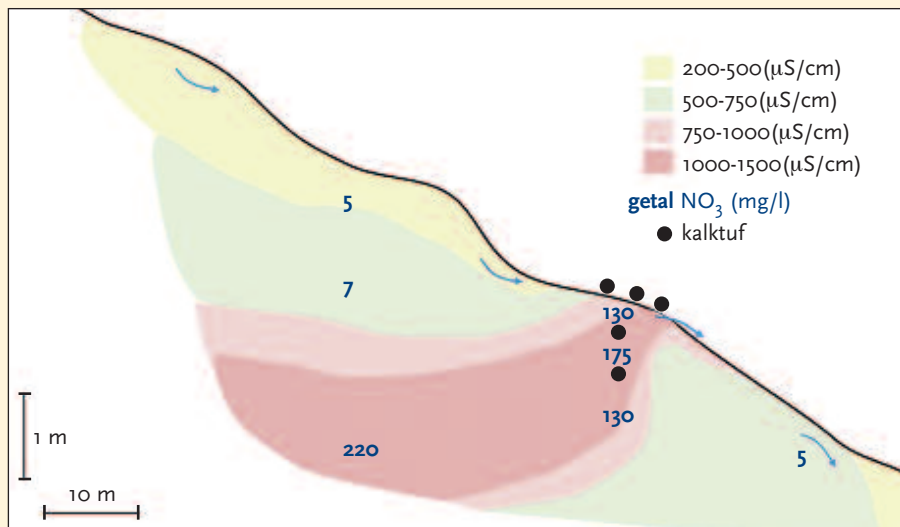


Fig. 4. Hellingmoeras ‘Carex-weide’ (Ravensbos); Mineralrijkdom (µS/cm) van het ondiep toestromende grondwater, het nitraatgehalte (blauwe getallen) en het voorkomen van kalktufafzettingen (zwarte stippen) in het profiel.

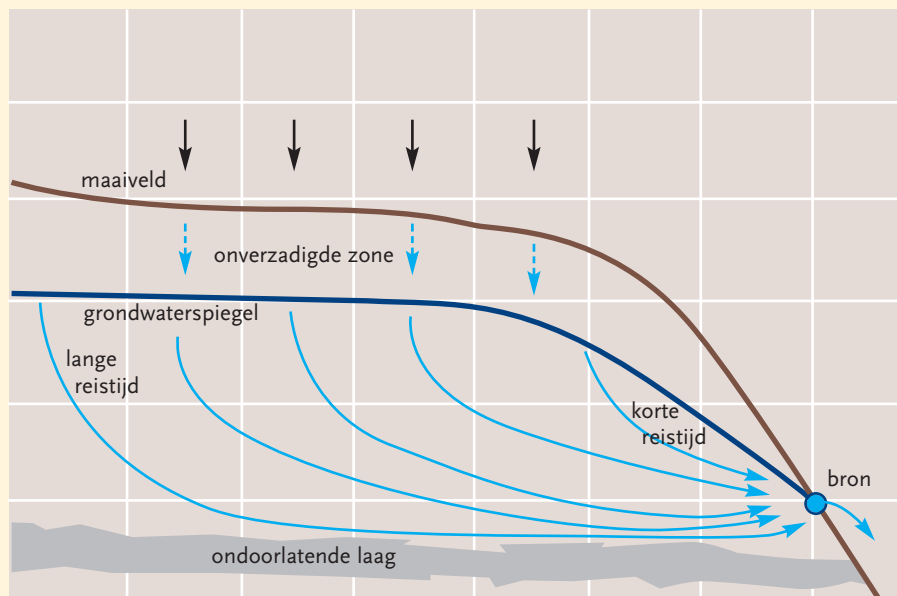


Fig. 5. Schematische weergave van de reistijdverdeling van het grondwater naar een bron.

deel van het uittredende bronwater langer onderweg zal zijn geweest, omdat het van een grotere afstand komt (fig. 5). Globaal mag worden aangenomen dat de stikstofbelasting van grondwater dat meer dan 50 jaar onderweg is geweest nog relatief laag zal zijn, omdat het is geïnfiltriseerd voordat de bemesting op de plateaus explosief toenam. Daarmee kan dit regionale grondwater voorlopig nog een 'verdundend' effect hebben in het geval dat de meer lokale componenten, met een veel kortere reistijd, zwaarder belast zijn. De keerzijde van deze regionale component is wel dat er ook nog zwaarder belast grondwater onderweg is en dat zal vroeg of laat de hellingmoerassen en bronnen bereiken. Daardoor kunnen op bepaalde plaatsen de nitraatconcentraties van het bronwater nog toenemen.

Toestand in de hellingmoerassen

Van de hellingmoerasvegetaties ontbrak anders dan voor bronnen tot voor kort inzicht in de nitraatbelasting. Omdat diverse onderzochte bronnen ook deel uitmaken van hellingmoerassen, valt aan te nemen dat deze hellingmoerassen ook sinds 1975-1980 met nitraat worden belast. Toch blijken er opmerkelijke verschillen in het nitraatgehalte te kunnen bestaan tussen de bron en het hellingmoeras. Sinds 2008 is in Zuid-Limburg een hydrologisch monitoringsmeetnet (OGOR) operationeel in de Natura2000-gebieden (Provincie Limburg, 2012). Dat meetnet wordt jaarlijks tweemaal bemonsterd en omvat zowel oppervlaktewater-meetpunten (bronnen) als ondiepe peilbuizen (filter op ca. 1,0 m onder maaiveld). De metingen voor de bronnen bevestigen het al eerder geschetste beeld met nitraatconcentraties tot 150 mg/l. In de peilbuizen worden op meerdere plaatsen echter zeer lage stikstofconcentraties aangetroffen, zelfs op meetpunten rond het zo sterk belaste Centraal Plateau. De Mars et al. (2012) en Bus et al. (2015) beschrijven overeenkomstige verschillen tussen bron en direct naastliggend hellingmoeras. In de direct aangrenzende bronnen lag het nitraatgehalte wel degelijk hoger en kwam overeen met het eerdergenoemde onderzoek aan de bronnen in Zuid-Limburg (Hendrix & Meinardi, 2004).

Een eenmalige bemonstering van het ondiepe grondwater door De Mars et al. (2012) in ruim 50 hellingmoerassen in het

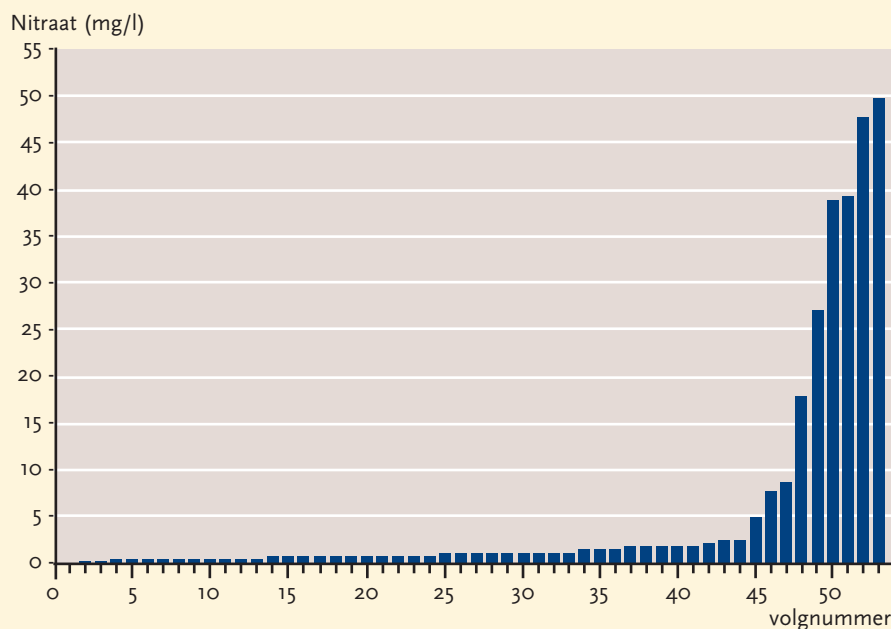


Fig. 6. Nitraatgehalte (van laag naar hoog gesorteerd) van het ondiepe grondwater in 53 bemonsterde Zuid-Limburgse hellingmoerassen (bron: de Mars et al., 2012).

heuvelland wees zelfs uit dat slechts 15% van de monsters meer dan 5 mg/l nitraat bevatte, met een maximum van 50 mg/l (fig. 6). Dit betekent dat het nitraatgehalte in de overige 85% van de gebieden al aan de achtergrondwaarde conform het Provinciale OGOR-meetnet voldoet (5 mg/l).

Een nadere analyse op basis van de verhouding tussen de nitraat- en sulfaatconcentraties in het ondiepe grondwater (ook wel aangeduid als het oxidatievermogen; Provincie Limburg, 2012) maakt duidelijk dat de lage nitraatconcentraties gepaard gaan met sterk verhoogde sulfaatconcentraties (orde 40-140 mg/l). Dat wijst erop dat er wel degelijk sprake is geweest van een hoge nitraatbelasting (de Mars et al., 2012). In de diepe ondergrond wordt door bodemchemische processen het nitraat in meer of mindere mate verwijderd, doordat nitraat in de Oligocene afzettingen het aanwezige pyriet (FeS_2) oxideert waarbij N_2 en sulfaat ontstaan. Dat leidt tot een stijging van de sulfaatconcentratie in het grondwater. IJzer uit het geoxideerde pyriet gaat daarbij ook in oplossing. Een deel van het nitraat in het toestromende grondwater wordt door pyrietoxidatie onderweg al 'onschadelijk' gemaakt. Toch blijkt het water in de bronnen nog steeds nitraatrijk te zijn, terwijl dat in het hellingmoeras niet het geval hoeft te zijn. Het lopende ecohydrologische onderzoek in verschillende hellingmoerassen, zoals bij Terhagen, in het

Ravensbos, het Papenbroek en de Mechelderbeemden, laat echter zien dat er sterk met nitraat belast grondwater doordringt in de hellingmoerassen, maar dat het nitraat grotendeels 'verdwijnt' aangezien binnen die terreinen op korte afstand sprake kan zijn van een grote ruimtelijke variatie in de hoogte van de nitraatconcentraties (fig. 4). Dat kan verklaard worden uit nieuwe pyrietvorming in de organische bovengrond van het hellingmoeras, onder invloed van het met grondwater aangevoerde sulfaat en ijzer (van Delft et al., 2005). De pyrietgehalten in de bovengrond (0-15 cm) van de onderzochte hellingmoerassen zijn hoog (1,5 - 4 gr/dm³ grond). Door de activiteit van de bij dit proces betrokken bacteriën wordt in de bodem veel stikstof en fosfaat vastgelegd in de microbiële biomassa (Kemmers et al., 2004). Daarbij wordt ook bicarbonaat geproduceerd wat de vorming van kalktuf bevordert. Het kalkgehalte en de pH (>6,5) van het ondiepe grondwater zijn in de onderzochte hellingmoerassen zo hoog dat op veel plaatsen aan of nabij maaiveld actieve kalktufvorming plaatsvindt. Dit wordt mede bevordert, doordat in de bovengrond in versterkte mate pyrietvorming optreedt. Dat betekent dat een deel van die kalktufvorming een antropogene achtergrond heeft.

Adsorptie van fosfaat aan het gevormde kalktuf resulteert onder natuurlijke omstandigheden in een P-beperving voor

de vegetatie en een lage gewasproductie (Kemmers et al., 2004). Desondanks worden de meeste onderzochte terreinen juist gekenmerkt door opvallend productieve vegetaties (0,8 - 1 kg/m²), die vaak rijk zijn aan Moeraszegge (*Carex acutiformis*) en Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*), maar ook wel gedomineerd kunnen worden door Bosbies (*Scirpus sylvaticus*) of Reuzenpaarde-*staart* (*Equisetum telmateia*) (de Mars et al., 2012; Weeda et al., dit nummer). Gewasanalyses wijzen uit dat in die hellingmoerassen van een P-beperking geen sprake is.

Langs brongootjes treden niet zelden nitrofiële planten op de voorgrond, zoals Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Grote egelskop (*Sparganium erectum*), Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*), Riet (*Phragmites australis*) en vlotgrassen (*Glyceria spec.*). Vooral Grote egelskop steekt op steeds meer plaatsen de kop op, zelfs in bronbossen. Het doordringen van Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) in de hellingvenen van Kathagen en Ravensbos wijst eveneens op een hoge nutriëntenbeschikbaarheid. Stuk voor stuk gaat het hier om robuuste

soorten. Wellicht dat die soorten dankzij een diepere doorworteling van het bodemprofiel, de oppervlakkige zone met kalktufvorming en een eventuele P-limitatie, weten te omzeilen. Een andere mogelijke verklaring kan gevonden worden in een lichte mate van ontwatering die deze sterk hellende terreinen eigen is. Daardoor kan het organisch materiaal zeker in drogere perioden oppervlakkig veraarden, waarbij nutriënten, ook de eerder geïmmobiliseerde N en P alsnog beschikbaar komen. Dat zou verklaren dat verschillende robuuste en competitieve planten op de voorgrond dringen.

Foto 2. Kalktufvorming in een nitraatrijke bronbeek in een hellingmoeras bij Terhagen, te midden van een productieve ruigte vegetatie (foto: H. de Mars).



Nabeschuiving en conclusies

Tot op heden worden in en rond verschillende N2000-gebieden nog altijd hoge tot extreem hoge nitraatconcentraties aangetroffen in het grondwater dat bronnen en hellingmoerassen voedt. Bij de zogenaamde 'Carex-weide' in het Ravensbos lopen de nitraatgehalten anno 2015 nog op tot ruim boven de 200 mg/l.

In de hellingmoerassen lijkt sprake te zijn van een efficiënte stikstofverwijdering. Een deel van de toegevoerde nitraatvrucht wordt echter geïmmobiliseerd in de organische bovengrond van de hellingmoerassen en daarmee is het probleem van de overbelasting allerminst van de baan. (Periodieke) afbraak van organische stof kan leiden tot een extra verhoging van de nutriëntenbeschikbaarheid, omdat de eerder geïmmobiliseerde nutriënten weer beschikbaar komen. De dikte van de organische lagen is in de meeste Zuid-Limburgse hellingmoerassen beperkt, zodat die afbraak al snel afbreuk doet aan de staat van instandhouding van de hellingmoerasvegetaties.

Het zal duidelijk zijn dat de extreem hoge nitraatbelasting en de daaruit bodemchemisch voortvloeiende effecten, ongewenst zijn. Wat het wel toelaatbare niveau is, is tot op heden nog niet duidelijk omschreven. Bovendien wordt de toestand vaak bepaald door meer variabelen dan alleen het nitraatgehalte (multiple stress door bijv. verdroging, beheer, vuilstort, stikstofdepositie, mate van beschaduwing).

Voor de drinkwaterwinning is als grens een nitraatgehalte gedefinieerd van 25 mg/l (WHO norm). Vooralsnog is die WHO-norm ook in het OGOR meetnet opgenomen als mijlpaal (Provincie Limburg, 2012). Enerzijds omdat duidelijk is dat de huidige concentraties nog steeds zo hoog liggen dat alleen

het bereiken van die mijlpaal al een uitdaging is, anderzijds ook omdat die norm bij gericht beleid en aangepast grondgebruik op veel plaatsen in de directe omgeving (korte reistijd) van de brongebieden wel haalbaar wordt geacht.

Het is in dat licht wel van belang om de monitoring van de nitraatbelasting, en in samenhang daarmee het sulfaatgehalte, te richten op de bronnen binnen de hellingmoerassen. Die bronnen bieden namelijk een meer eenduidig beeld van de nitraat- en sulfaatbelasting van het hydrologische systeem dat het hellingmoeras voedt. Binnen het hellingmoeras kunnen als gevolg van de grote ruimtelijke variatie in de bodemopbouw en de nitraatverwijdering, de nitraat- en sulfaatconcentraties sterk afwijken van de primaire belasting van het systeem. Zonder eenduidig inzicht hierin zouden al snel verkeerde conclusies kunnen worden getrokken.

Dat de hellingmoerassen tot nu toe de enorme stikstofvracht nog hebben weten te verwerken, mag een wonder heten, maar de toename van eutrofiëringsindicatoren is een veeg teken. Het duidt erop dat de verrijking en het verval sluipenderwijs doorzetten. De laatste hellingmoerassen dienen niet als 'nitraatwassers' te worden beschouwd. Het wordt de allerhoogste tijd om na ruim 30 jaar eens serieus werk te gaan maken van het drastisch terugdringen van de stikstofbelasting in de intrekgebieden, vooral in de directe omgeving van de hellingmoerassen.

Literatuur

Bus, S., G. van Dijk, F. Smolders & N. Straathof, 2015. De Kathagerbeemden geohydrologisch onder de loep. *Natuurhistorisch Maandblad* 104(2): 30-35.

Delft, S.P. van, R.H. Kemmers & A.G. Jongmans, 2005. Pyrietvorming in relatie tot interne eutrofiëring en verzuring. *Alterra-rapport* 1161. Alterra, Wageningen.

Hendrix, W.P.A.M. & C.R. Meinardi, 2004. Bronnen en bronbeken van Zuid-Limburg; kwaliteit van grond en bron- en beekwater. *RIVM-rapport* 500003003/2004. RIVM, Bilthoven.

Hermans, J.T., H. Hillegers, P. Spreuwenberg & W. de Veen, 1983. De Peschbeemden, een onbekend hellingveentje. *Natuurhistorisch Maandblad* 72(10/11): 237-241.

IWACO, 1996. Nitraatbelasting van kwetsbare functie en waarden in het Mergelland, fase 1. *Iwaco* 33.4068.o. 's Hertogenbosch.

Kemmers, R.H., S.P.J. v. Delft, M. Madaras,

M. Hoosbeek, J. Vos & N. v. Breemen, 2004.

Ecopedological explorations of three calcareous rich fens in the Slovak Republic. *Alterra-rapport* 887. Green World Research, Alterra, Wageningen.

Maas, F.M., 1959. Bronnen, bronbeken en bronbossen van Nederland in het bijzonder die van de Veluwezoom. *Mededelingen v.d. Landbouw Hogeschool* 59(12), Wageningen.

Mars, H. de, 2010. Het Bunder- en Elsoërbos sinds 1800. Veranderend gebruik, veranderend landschap: 270-291. In: F. Coolen et al. (red), *Limburgse natuur in een veranderend landschap, 100 jaar Natuurhistorisch Genootschap in Limburg*. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

Mars, H. de, J. Schunselaar & J. Schaminée, 2012. Ecohydrologie van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen: 1: Inventarisatieatlas van vegetatie, bodem en grondwaterkwaliteit.

OBN rapport 159-HEBE. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Mars, H. de & F. Smolders, 2014. Debiet- en nitraatmetingen in het Natura2000-gebied Bunder- en Elsoërbos. *Rapport* BD4326. Royal HaskoningDHV / B-WARE, Maastricht.

Provincie Limburg, 2012. Verslaglegging OGOR meetnet 2010; 48 gebieden TOP lijst verdrogingbestrijding Limburg, Maastricht.

Smolders, F., J. Loermans & M. van Mullekom, 2014. De waterkwaliteit van de bronsystemen in het Bunder- en Elsoërbos; bronnen van zorg. *Natuurhistorisch Maandblad* 103(5): 125-131.

Stiboka, 1990. Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50.000, bld. 61-62 West en Oost, Maastricht – Heerlen. Staring Centrum, Wageningen.

Weeda, E.L., H. de Mars & S.M.A. Keulen, 2011. Kalkmoeras in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 100(11): 233-242.

Summary

Nitrate pollution of spring fed fens in South Limburg (NL)

Stream valleys in South Limburg are known for their many springs and spring fed fens. Their importance is recognized by the designation of six Natura 2000 areas.

However, South Limburg groundwater is struggling with high nitrate levels, up to 200 mg/l from 1975 onwards, due to intensive fertilization. So far little progress has been made to reduce this surplus substantially. Therefore the quality and biodiversity of springs and the spring fed fens are supposedly under pressure. Although the situation regarding the water quality of the springs is relatively well docu-

mented, until recently a clear picture of the situation for the spring fed fens was missing. Research in the context of OBN fills that knowledge gap now. The results so far seem to imply that most of the nitrate entering these fens is immobilized into microbial biomass or is eliminated during the pyrite formation in the shallow organic soil layers. Although in most cases active tufa formation takes place, the fen vegetation is not limited by P as was expected. The fen vegetation tends to be a high productive tall sedge fen instead of a low productive small sedge fen. This is probably related to a (regular) degradation of the superficial organic layers in dry periods or by drainage allowing the previously immobilized nutrients to become available eventually causing eutrophication.

Within the spring fed fens due to spatial variation nitrate and sulfate concentrations may locally differ significantly from the concentrations in groundwater. It is therefore advised to focus on the springs within these fens when monitoring the nitrate load of the fens.

Dankwoord

Erik van Rijsselt (RHDHV) wordt bedankt voor het vervaardigen van de verschillende figuren en de assistentie bij het veldwerk in de afgelopen jaren; Bert Veldstra (Prov. Limburg) voor het aanleveren van de recente nitraatgegevens van de Landeus en Brigidabron.

Een deel van de resultaten zoals die in dit artikel zijn gebruikt, zijn verzameld in het kader van het sinds 2011 lopende OBN-onderzoek aan de Zuid-Limburgse hellingmoerassen. Jo Schunselaar wordt bedankt voor zijn bijdrage aan de eerste fase van dat onderzoek.

H. de Mars

Royal HaskoningDHV
Postbus 302, 6199 ZN Maastricht-Airport
hans.de.mars@rhdhv.com

S.P.J. van Delft

Alterra Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
bas.vandelft@wur.nl

E.J. Weeda

Alterra Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
ejweeda@hotmail.com

J.H.J. Schaminée

Alterra Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
joop.schaminee@wur.nl

Toekomst voor natte beemden in het heuvelland

Eddy Weeda, Hans de Mars & Joop Schaminée

De natte beemden in Zuid-Limburg hebben lang in de schaduw gestaan van de botanisch spectaculaire kalkgraslanden en hellingbossen in dit gebied. De resterende, versnipperde voorbeelden tonen nog steeds veel variatie en deels een grote soortenrijkdom, maar hun beemd karakter dreigt in het gedrang te komen. Is de verscheidenheid van de Zuid-Limburgse beemden in stand te houden?

Natte beemden: historisch productiegasland

Beemden zijn beek- en rivierdalgraslanden, in het bijzonder natte hooilanden (Wiggers et al., 1977). Het Vlaamse en Zuid-Nederlandse woord beemd is vermoedelijk gevormd uit banmade oftewel gemeenschappelijk grasland (van Veen & van der Sijs, 1997). Beemden zijn productiegaslanden die door slibafzetting en/of kwel van nature een voedselrijke bodem hebben, in tegenstelling tot schraallanden. Het gebruik als hooiland hangt veelal samen met de natte bodem die beweiding niet of alleen in het naseizoen toelaat. Deze natte toestand hield vaak verband met de functie van beken om watermolens aan te drijven (de Mars & Vermulst, 2005).

In Zuid-Limburg komen natte beemden voornamelijk voor in het Geuldal en in een brede gordel langs de noordostrand van het Mergelland, van Elsloo tot Vaals. Verder naar het westen zijn ze alleen nog in de Noorbeemden bij Noorbeek te vinden. Van de vroeger zeer soortenrijke beemden in het Maasdal is alleen bij Elsloo een kleine oppervlakte overgebleven.

Al berust de voedselrijkdom van beemden op hun hydrologie, om het verlies aan nutriënten door hooioogst te compenseren is wel bemesting nodig. Vindt deze niet plaats, dan ontwikkelen ze zich in de richting van schraallanden.

Classificatie en structuur van de beemdvegetatie

Plantensociologisch gezien worden natte beemden gerekend tot het Dotterbloem-verbond (*Calthion palustris*), terwijl het Glanshaver-verbond (*Arrhenatherion elatioris*) beemden omvat met een relatief droge bodem die 's winters maar een beperkt aantal dagen onder water komt (Zuidhoff et al., 1996; Weeda et al., 2002). Intermediair tussen deze twee verbonden is het Verbond van Grote vossenstaart (*Alopecurion pratensis*) op plaatsen met een sterker wisselende vochttoestand: 's winters langdurig nat, 's zomers vaak oppervlakkig uitdrogend. Beemden die zich in de richting van schraalland ontwikkelen, staan op de grens van het Dotterbloem-verbond en het Verbond van Biezenknoppen en Pijpenstrootje (*Junco-Molinion*). Ze vormen een tegenhanger van Blauwgrasland (*Cirsio-Molinietum*), dat eveneens op de grens van beemden en schraallanden staat en in Zuid-Limburg ontbreekt.

Binnen het Dotterbloem-verbond worden enkele gemeenschappen onderscheiden aan de hand van schijngrassen (russen, biezen, zeggen) die een centrale rol spelen. Beemden met een

Voor de toponiemen in dit artikel wordt verwezen naar figuur 2 in het artikel van de Mars et al., op p. NhM 262 /DLN 290 in dit nummer.

belangrijk aandeel van Veldrus (*Juncus acutiflorus*) dan wel Bosbies (*Scirpus sylvaticus*) worden gerekend tot de Veldrus-associatie (*Crepido-Juncetum acutiflori*) respectievelijk de Bosbies-associatie (*Scirpetum sylvatici*) (Zuidhoff et al., 1996), terwijl begroeiingen met veel Tweerijige zegge (*Carex disticha*) of Moeraszegge (*Carex acutiformis*) als rompgemeenschappen worden beschouwd (Schaminée et al., 2015). Behalve deze schijngrassen kunnen ook Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*), Lidrus (*Equisetum palustre*), soms Reuzenpaardenstaart (*Equisetum telmateia*) en lokaal Adderwortel (*Persicaria bistorta*) een overheersende plaats innemen.

Al deze planten zijn matvormers, die zich sterk vegetatief kunnen uitbreiden door middel van wortelstokken (Weeda, 2008). Moerasspirea kiemt gemakkelijk op humeuze bodem, Lidrus en Bosbies juist op kale minerale grond, terwijl Veldrus veel moeilijker kiemt. Kiemplanten van Moeraszegge en Adderwortel worden zelden of niet waargenomen; deze soorten moeten het hebben van vegetatieve uitbreiding.

Het netwerk van de wortelstokken van deze planten vormt het stramien van de vegetatie. In hoeverre zich hierin andere planten kunnen vestigen, verschilt per matvormende soort en wordt ook sterk door het beheer beïnvloed. Lidrus is een pionier die vooral domineert nadat natte weilanden in hooilandbeheer zijn genomen; hij raakt op de achtergrond naarmate zich concurrentiekrachtiger planten vestigen. In onbeheerde situaties gedragen Moeraszegge, Tweerijige zegge en Adderwortel zich het meest onverdraagzaam jegens andere planten. Bij beweiding en/of periodieke verdroging kunnen zij hun dominante rol versterken, terwijl ze door een regelmatig maaibeheer naar een ondergeschikte positie worden teruggedrongen. Moerasspirea en Bosbies vormen minder dichte begroeiingen, waarin meer ruimte overblijft voor andere planten. Hetzelfde geldt voor Veldrus, die echter net als Tweerijige zegge tamelijk dunne halmen vormt die bij beweiding of bij slagregens gemakkelijk gaan legeren en dan de overige plantengroei in het gedrang brengen. De grootste soortenrijkdom is te vinden in regelmatig gemaaide begroeiingen van Moerasspirea en Veldrus, die van de matvormers ook het best bestand zijn tegen maaibeheer. Bosbies daarentegen ruimt bij regelmatig maaibeheer op den duur het veld.

Historische gegevens over de natte beemdvegetatie in Zuid-Limburg

Over de variatie in de Zuid-Limburgse natte beemdvegetatie vóór 1930 is weinig bekend. August de Wever, de eerste die heel Zuid-Limburg floristisch doorzocht, heeft geen gedetailleerde gegevens nagelaten over het voorkomen van de schijngrassen die in beemden een hoofdrol spelen, te weten Veldrus, Bosbies en diverse zeggen. Wel beschreef hij omstreeks 1930 uitvoerig de beemden met Moesdistel (*Cirsium oleraceum*), die voorkwamen

Periode	<1930	1940-1975	2006-2014	voor/ achter- uitgang
Aantal opnamen	-	43	298	
Aantal terreinen	?	22	40	

PLANTEN VAN MOERASSIGE GRASLANDEN

Veldrus	<i>Juncus acutiflorus</i>		35	53	+
Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>		42	49	=
Echte koekoeksbloem	<i>Silene flos-cuculi</i>		44	41	=
Tweerijige zegge	<i>Carex disticha</i>		33	23	=
Ruw walstro	<i>Galium uliginosum</i>		35	25	=
Moerasrolklaver	<i>Lotus pedunculatus</i>		60	46	=
Lidrus	<i>Equisetum palustre</i>		79	52	-
Moeraswalstro	<i>Galium palustre</i>		51	30	-
Moerasvergeet-mij-nietje (groep)	<i>Myosotis scorpioides</i> agg.		33	18	-
Dotterbloem	<i>Caltha palustris</i>	x	42	24	-
Gevlekte orchis (groep)	<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	x	5	12	
Brede orchis (groep)	<i>Dactylorhiza majalis</i> agg.	x	9	5	
Vleeskleurige orchis	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	x	2	-	
Ronde zegge	<i>Carex diandra</i>	x	-	-	

PLANTEN VAN NATTE RUIGTEN EN GRASLANDEN

Kleefkruid	<i>Galium aparine</i>		5	30	++
Geoord helmkruid	<i>Scrophularia auriculata</i>		5	27	++
Koninginnekruid	<i>Eupatorium cannabinum</i>		14	33	++
Moeraszegge	<i>Carex acutiformis</i>		19	48	++
Grote kattenstaart	<i>Lythrum salicaria</i>	x	26	49	+
Watermunt	<i>Mentha aquatica</i>		51	63	=
Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>		47	53	=
Gewone engelwortel	<i>Angelica sylvestris</i>	x	47	52	=
Moerasspirea	<i>Filipendula ulmaria</i>	x	70	74	=
Kale jonker	<i>Cirsium palustre</i>	x	65	68	=
Bosbies	<i>Scirpus sylvaticus</i>		77	37	--
Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>	x	7	13	
Harig wilgenroosje	<i>Epilobium hirsutum</i>	x	9	11	
Pluimzegge	<i>Carex paniculata</i>	x	14	7	
Moesdistel	<i>Cirsium oleraceum</i>	x	-	0,3	

PLANTEN VAN MATIG VOCHTIG GRASLAND

Gewone hoornbloem	<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>		33	28	=
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i>		33	15	--
Rood zwenkgras	<i>Festuca rubra</i>		35	15	--
Veldlathyrus	<i>Lathyrus pratensis</i>	x	56	21	--
Gewoon reukgras	<i>Anthoxanthum odoratum</i>		40	15	--
Rode klaver	<i>Trifolium pratense</i>		30	11	--
Beemdlangbloem	<i>Festuca pratensis</i>		35	12	--
Gewone berenklauw	<i>Heracleum sphondylium</i>	x	23	6	
Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>	x	14	8	
Herfsttijloos	<i>Colchicum autumnale</i>	x	-	4	
Ruige leeuwentand	<i>Leontodon hispidus</i>	x	-	0,3	
Gulden sleutelbloem	<i>Primula veris</i>	x	-	-	

ALGEMENE GRASLANDPLANTEN

Paardenbloemen	<i>Taraxacum</i> spp.		30	27	=
Gestreepte witbol	<i>Holcus lanatus</i>		60	53	=
Veldzuring	<i>Rumex acetosa</i>		65	32	--
Scherpe boterbloem	<i>Ranunculus acris</i>		56	24	--

BEWEIDINGSINDICATOREN

Pitrus	<i>Juncus effusus</i>		37	24	-
Kruipende boterbloem	<i>Ranunculus repens</i>		56	34	-
Penningkruid	<i>Lysimachia nummularia</i>		37	14	--
Ruige zegge	<i>Carex hirta</i>		42	15	--
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>		49	11	--

PLANTEN DIE OOK VEEL IN BOS GROEIEN

Kruipend zenegroen	<i>Ajuga reptans</i>		30	21	=
Slanke sleutelbloem	<i>Primula elatior</i>	x	16	15	

Tabel 1. Samenstelling en verandering van de Zuid-Limburgse beemdvegetatie.

De presentiewaarden over 1940-1975 en 2006-2014 zijn gebaseerd op opnamen in de Landelijke Vegetatie Databank (Alterra, Wageningen). Voor de periode vóór 1930 is de samenstelling van Moesdistelbeemden volgens De Wever (z.j.) aangegeven. Voor de niet door hem genoemde soorten is als drempel een presentie van 25% in minstens één van beide latere perioden (1940-1975 en/of 2006-2014) aangehouden.

Voor/achteruitgang (zelfde drempelwaarde): ++ toename presentie > 100%; + toename 50-100%; = toename < 50% dan wel afname < 33%; - afname 33-50%; -- afname > 50%.



Foto 1. Herfsttijloos in vrucht in 'wisselnatte beemd' in kasteelpark Terhagen bij Elsloo, samen met Grote bevernel en Lidrus (foto: Joop Schaminée).

langs een aantal beken in de zuidoosthoek van Zuid-Limburg en verder bij Voerendaal en Ulestraten (de Wever, z.j.). Hier groeide deze distel niet in weiden maar steeds in hooilanden op vrij sterk kalkhoudend moerasveen. Dat de groeiplaatsen bekend stonden als 'zure beemden', had veeleer betrekking op hun slechte kwaliteit dan op een lage pH. De Wever merkte verder op dat de Moesdistel niet langs Maas en Geul groeit, maar juist langs kleinere beken. Als begeleiders noemt hij een reeks ruigtekruiden, moeras- en graslandplanten, waaronder handekenskruiden (*Dactylorhiza* spp.), Herfsttijloos (*Colchicum autumnale*; foto 1) en zowel Slanke als Gulden sleutelbloem (*Primula elatior* en *Primula veris*) (tabel 1).

Over het algemeen geven De Wevers manuscripten de situatie vóór 1930 weer. De ruige, bloemrijke beemdvegetatie met Moesdistel moet tussen 1930 en 1940 door ontwatering verdwenen of althans sterk verarmd zijn, want later noemt De Wever (1942) Moesdistel niet meer voor de beemden. Sleutelbloemen en Dotterbloem groeiden er nog wel, maar de orchideeën waren al zo goed als verdwenen. Tegenwoordig is in Zuid-Limburg geen begroeiing meer bekend die in de buurt komt van De Wevers beemden met Moesdistel. Plantensociologisch behoorden deze tot de Associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge (*Angelico-Cirsietum oleracei*), die in Midden-Europa de harde kern van het Dotterbloem-verbond vormt (Buckart et al., 2004). Gulden sleutelbloem, Herfsttijloos en orchideeën kwamen ook in natte beemden zonder Moesdistel voor, onder meer in het Jekerdal (de Mars & Vermulst, 2005). Behalve handekenskruiden groeiden in natte beekdalhooilanden ook Harlekijn (*Anacamptis morio*), Groene nachtorchis (*Dactylorhiza viridis*) en Grote muggenorchis (*Gymnadenia conopsea*), soorten die nu tot drogere graslanden beperkt zijn en waarvan de eerste twee in Zuid-Limburg inmiddels tot de grootste zeldzaamheden behoren (Hilgers, 1968, 1969a, 1969b). Wantsenorchis (*Anacamptis coriophora*) en Aangebrande orchis (*Neotinea ustulata*), die in Maasdalbeemden groeiden, zijn sinds lang verdwenen (Hilgers, 1968). Een ander verlies voor de Zuid-Limburgse beemden betreft Parnassia (*Parnassia palustris*; Willems, 1982). De oudste vegetatieopnamen van Zuid-Limburgse natte beem-

den in de Landelijke Vegetatie Databank (Schaminée & Janssen, 2006) werden in 1940 door Victor Westhoff gemaakt bij Kerkrade. Tot en met 1975 zijn 43 opnamen bekend, waarvan sommige afkomstig zijn uit gebieden waar nu geen goed ontwikkelde natte beemdvegetatie meer voorkomt, zoals het Gulpdal.

Vergelijking van de beemdvegetatie nu en medio 20ste eeuw

Vanaf 2006 hebben de auteurs stelselmatig vegetatieopnamen gemaakt, zodat nu zo'n 300 opnamen uit 40 terreinen beschikbaar zijn. In tabel 1 wordt de presentie van soorten in deze recente opnamen vergeleken met die over de periode 1940-1975. Vrijwel alle toegenomen soorten zijn planten van natte ruigten: Moeraszegge, Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*), Grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*), Geoord helmkruid (*Scrophularia auriculata*) en Kleefkruid (*Galium aparine*). Zij profiteren van extensivering van (maai- of graas-)beheer. De enige toegenomen soort die juist gunstig op maaien reageert, is Veldrus. Het Dotterbloem-verbond wordt gekenmerkt door een combinatie van grasland- en moerasplanten. Opmerkelijk genoeg hebben hiervan de graslandplanten Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*), Echte koekoeksbloem (*Silene flos-cuculi*), Moerasrolklaver (*Lotus pedunculatus*) en Ruw walstro (*Galium uliginosum*) zich beter gehandhaafd dan moerasplanten als Dotterbloem (*Caltha palustris*), Moerasvergeet-mij-nietje (*Myosotis scorpioides*) en Moeraswalstro (*Galium palustre*).

Over het geheel genomen is het sortiment aan graslandplanten in de natte beemden echter uitgedund. Afgenomen zijn vooral soorten van wat minder natte standplaatsen, zoals Veldlathyrus (*Lathyrus pratensis*) en Rode klaver (*Trifolium pratense*). Beide behoren tot de vlinderbloemigen, een groep met een sleutelrol in de voedselhuishouding van graslanden omdat in hun wortelknolletjes luchtstikstof wordt gebonden die vervolgens voor de omringende vegetatie beschikbaar komt. Aangezien deze stikstofbinding veel energie kost, zijn vlinderbloemigen aan relatief fosfaatrijke bodem gebonden (Robinson, 2002). Hun afname zou dus met verminderde beschikbaarheid van fosfaat in verband kunnen staan. Maar ook alledaagse graslandplanten met een bredere tolerantie, zoals Veldzuring (*Rumex acetosa*) en Scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), zijn in natte beemden duidelijk achteruitgegaan.

Voorts springt de sterke afname van beweidingsindicatoren,

zoals Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Ruige zegge (*Carex hirta*) en Penningkruid (*Lysimachia nummularia*), in het oog. Blijkbaar is de invloed van vroegere beweiding inmiddels uit veel beemden weggeëbd. Ook de afname van de minder concurrentiekrachtige matvormers Lidrus en Bosbies weerspiegelt vermoedelijk een verdwijnende beweidinginvloed.

Grosso modo lijken de Zuid-Limburgse natte beemden zich te ontwikkelen van af en toe beweid productiehooiland in de richting van moerasruigte. De negatieve balans in soortenrijkdom, vooral wat de graslandplanten betreft, geldt met name soorten die vroeger in de Zuid-Limburgse beemden algemeen voorkwamen. Voor meer kieskeurige soorten is het beeld genuanceerder, zoals blijkt bij onderscheiding van een viertal typen binnen de beemdvegetatie.

Vegetatietypen in de natte beemden

De soortenrijkdom van de beemdvegetatie wordt slechts voor een deel bepaald door de overheersende matvormer(s), waarnaar de plantensociologische eenheden genoemd zijn. Binnen elk van die eenheden kan het sortiment aan begeleiders sterk verschillen (Weeda, 2008). Wordt de indeling op combinaties van begeleiders gebaseerd, dan zijn vier typen te onderscheiden.

1. Pionierbeemden onderscheiden zich door pioniersoorten van natte ruigten, zoals Geoord helmkruid, Viltige basterdwederik (*Epilobium parviflorum*), Gevleugeld hertshooi (*Hypericum tetrapterum*), Reuzenpaardenstaart en Zeegroene rus (*Juncus inflexus*); van de mossen is Gewoon diknerfmos (*Cratoneuron filicinum*) kenmerkend. Merendeels zijn dit kalkminnende soorten. Dergelijke pionierbegroeiingen met een belangrijk aandeel van Lidrus ontwikkelen zich in natte graslanden die werden beweid voordat ze enige tientallen jaren geleden reservaatstatus kregen, zoals de Hellebroekerbeemden (foto 2) en de Noorbeemden. In overloopgebieden (Terworm) en in afgegraven terrein (Weustenrade)

domineert Moeraszegge. In de drassigste delen van beekdalweiland kan zich een soortgelijke begroeiing ontwikkelen met Bosbies of Veldrus als dominant.

2. 'Rolkloverbeemden' beantwoorden het meest aan het beeld van de natte beemd: nat, bloemrijk en productief. Ze tonen een optimum van soorten van het Dotterbloem-verbond, zoals Moerasrolklaver, Tweerijige zegge en Dotterbloem. Verder komen Bosbies, Veldlathyrus, Moeraswalstro, Moerasmuur (*Stellaria uliginosa*) en Moerasvergeet-mij-nietje frequenter voor dan in andere typen. In de moslaag valt Geel boogsterrenmos (*Plagiomnium elatum*) op. Dominante matvormers zijn meestal Moerasspirea en/of Veldrus, soms Bosbies of Tweerijige zegge. Rolkloverbeemden komen nu nog het meest voor in het zuidoosten van Zuid-Limburg (foto 3). Hier en daar in het Geuldal is Adderwortel aspectbepalend in dit type.

3. Wisselnatte beemden onderscheiden zich door Grote vossenstaart (*Alopecurus pratensis*), Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), Bosveldkers (*Cardamine flexuosa*), Gewone smeewortel (*Symphitum officinale*), Scherpe zegge (*Carex acuta*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Hondsdraf (*Glechoma hederacea*), Speenkruid (*Ficaria verna*), Veenwortel (*Persicaria amphibia*) en de zeldzame Herfsttijloos. Slanke sleutelbloem komt zowel in dit als in het vierde type voor. De meeste van deze soorten gedijen optimaal op kleiige grond die 's winters onder water staat en 's zomers oppervlakkig uitdroogt. In verband met deze uitdroging komen moerasplanten als Watermunt (*Mentha aquatica*) en Grote katzenstaart weinig voor in vergelijking met andere typen beemden. De voornaamste matvormer is Moerasspirea. Dit type is het best ontwikkeld in kasteelpark Terhagen bij Elsloo, waar het

Foto 2. Zomeraspect van de Hellebroekerbeemden met veel Gestreepte witbol en Fioringras en verder onder meer Knoopkruid, Gevlekte orchis en Echte koekoeksbloem (foto: Harry van Buggenum).





zowel in de dalvloer ('Herfsttijlooswei') als in een slenk in de helling voorkomt. Verder komt het voor aan de wat minder natte randen van de Mechelderbeemden, met als grote bijzonderheid de zeer zeldzame Karwijselie (*Selinum carvifolia*). Elders is het hoogstens fragmentair over geringe oppervlakten ontwikkeld. Het behoort tot het Verbond van Grote vossenstaart en is te beschouwen als de Zuid-Limburgse vertegenwoordiger van het Natura 2000-habitat Vossenstaartgraslanden (H6510B).

4. Schrale beemden vormen het meest soortenrijke type met een grote verscheidenheid aan mossen en aan bosplanten, zowel van rijke als van armere bossen. Van andere beemdtypen verschillen ze door het voorkomen van Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*), Boswederik (*Lysimachia nemorum*), Moerasstreekzaad (*Crepis paludosa*), Blauwe zegge (*Carex panicea*), Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*), Boompjesmos (*Climacium dendroides*), Haarspitsmos (*Cirriophyllum piliferum*) en een lange reeks minder frequente soorten. Opvallende schraallandplanten zijn onder meer Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) en Bleke zegge (*Carex pallescens*), terwijl soorten van voedselrijker grasland, zoals Echte koekoeksbloem en Kruidende boterbloem (*Ranunculus repens*), juist weinig voorkomen. Evenals in het tweede type zijn Moeraspirea en Veldrus de voornaamste matvormers. Dit schrale type ontstaat door zeer langdurig (minstens een halve eeuw) voortgezet maaibeheer. Het is beperkt tot de Kathagerbeemden bij Nuth, de Carexweide in het Ravensbos en een paar hellingveentjes in het Anselderbeekdal bij Kerkrade. Deze schrale beemden vertegenwoordigen het Natura 2000-habitat Blauwgraslanden (H6410), dat ook blauwgraslandachtige veldrushooidenland omvat. In de Kathagerbeemden en het Ravensbos vormen ze de matrix waarbinnen kalkrijke bronnen liggen, die worden omzoomd door kalkmoeras (H7230). Vanuit dit moeras dringen kalkminnende soorten, zoals Gele zegge (*Carex flava*), Sterrengoudmos (*Campylium stellatum*) en Groot vedermos (*Fissidens adianthoides*), in de beemdvegetatie door (Weeda et al., 2011).

Perspectief

Hoewel het areaal aan natte beemden versnipperd is en ze uit sommige beekdalen, zoals langs de Gulp, verdwenen zijn, laten de resterende voorbeelden een opmerkelijke variatie zien. Langdurig als reservaat beheerde gebieden tonen een grote soorten-

Foto 3. Profiel van de beemdvegetatie in de Mechelderbeemden, één van de best bewaarde voorbeelden van een 'rolklaverbeemd'. In bloei zijn onder meer te zien: Echte koekoeksbloem, Scherpe boterbloem, Veldzuring, Heggenwikke en Beemdlangbloem (foto: Joop Schaminée).

rijkdom met een reeks van zeldzaamheden. Tegelijk neemt in een aantal terreinen het 'beemdkarakter' af en is ontwikkeling in de richting van moerasruigte dan wel schraalland te bespeuren. Gezien de achteruitgang van een aantal typische beemdplanten, zoals Veldlathyrus en Dotterbloem, moet erop worden gelet dat ook de voedselrijke natte beemden bewaard blijven en zo nodig licht bemest worden. De ontwikkelingen in voormalige natte weiden (Hellebroekerbeemden, Noorbeemden) en in open-gemaakte terreinen (zoals de Carex-weide in het Ravensbos) bieden perspectieven om het areaal weer te vergroten. Dit is vooral nodig in de dalvloer, waar de natte beemden in hun meest typische, voedselrijke vorm voorkomen en waar ze het meest aan oppervlakte hebben ingeboet. Terwijl maaibeheer meestal de aangewezen beheervorm is, zijn er dikwijls goede argumenten om dit met (na)beweidings te combineren. Dit geldt speciaal daar waar gradiënten van droog naar nat terrein aanwezig zijn, zoals bij Cottessen. Hier bevat deze gradiënt laagblijvende soorten die gebaat zijn bij een kort afgegraste vegetatie, zoals Voorjaarszegge (*Carex caryophyllea*), of bij enige verrijking met fosfaat, zoals Brede orchis (*Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis*; foto 4).

Literatuur

- Buckart, M., H. Dierschke, N. Hölzel, B. Nowak & T. Fartmann, 2004.** Molinio-Arrhenatheretea (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: Molinietalia. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 9. Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.
- Hilgers, J.H.M., 1968.** De achteruitgang van de Orchidaceae in Zuid-Limburg II. Natuurhistorisch Maandblad 57(12): 195-198.
- Hilgers, J.H.M., 1969a.** De achteruitgang van de Orchidaceae in Zuid-Limburg VII. Natuurhistorisch Maandblad 58(8): 135-136.
- Hilgers, J.H.M., 1969b.** De achteruitgang van de Orchidaceae in Zuid-Limburg VIII. Natuurhistorisch Maandblad 58(10): 172.

Foto 4. Brede orchis, gefotografeerd in de Kathagerbeemden (foto: Maurice Mouthaan).

Mars, H. de & H. Vermulst, 2005. Een eeuw verdroging in het Jekerdal. De betekenis van watermolens voor een nat beekdallandschap. *Natuurhistorisch Maandblad* 94(11): 227-231.

Robinson, R., 2002. Nitrogen fixation. http://www.encyclopedia.com/topic/Nitrogen_Fixation.aspx, geraadpleegd op 13 juli 2015.

Schaminée, J., C. Aggenbach, B. Crombaghs, M. de Haan, P. Hommel, F. Smolders, W. Verberk, R. de Waal, M. Wallis de Vries & E. Weeda, 2009. Preadvies Beekdalen Heuvellandschap. Rapport DK nr. 2009/dk108-O, Directie Kennis, Ministerie van LNV, Ede.

Schaminée, J.H.J. & J.A.M. Janssen, 2006. Schatten voor de natuur. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Schaminée, J., J. Janssen, E. Weeda, P. Hommel, R. Haveman, P. Schipper & D. Bal, 2015. Veldgids Rompgemeenschappen. KNNV Uitgeverij, Zeist.

Veen, P.A.F. van & N. van der Sijs, 1997. Etymologisch woordenboek. De herkomst van onze woorden. Van Dale Lexicografie, Utrecht/Amsterdam.

Weeda, E.J., 2008. Plantensociologische positie van Cyperaceae en Juncaceae in hellingmoerassen in Zuid-Limburg. *Stratiotes* 36/37: 15-60 (met rectificaties in *Stratiotes* 38: 53).

Weeda, E.J., H. de Mars & S.M.A. Keulen, 2011. Kalkmoeras in Zuid-limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 100(11): 233-242.

Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren, 2002. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland 2. Graslanden, zomen en droge heiden. Uitgeverij KNNV, Utrecht.

Wever, A. de, z.j. (± 1928). Manuscript-aantekeningen betreffende de flora van Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Museum Maastricht*.

Wever, A. de, 1942. De Natuur in! Door bloeiende weilanden. *Natuurhistorisch Maandblad* 31(4): 30-35.

Wiggers, A.J., R.F. Lissens, A. Devreker, G.A. Kooy, H.A. Lauwerier & J. Presser, 1977. Grote Winkler Prins Encyclopedie, deel 3: BAB-BIN. Elsevier, Amsterdam/Brussel.

Willems, J.H., 1982. *Parnassia palustris* L. in Zuid-Limburg. *Gorteria* 11(5): 99-106.

Zuidhoff, A.C., J.H.J. Schaminée & R. van 't Veer, 1996. Molinio-Arrhenatheretea. In: J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda. *De Vegetatie van Nederland 3. Graslanden, zomen en droge heiden*: 163-226. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Summary

The future of wet meadows in Southern Limburg

The floristic composition of wet meadows in Southern Limburg has considerably changed during the last century. *Cirsium oleraceum*, *Colchicum autumnale*, *Primula veris* and several orchids have almost vanished from this habitat, but many common grassland species have strongly declined as well. A succession towards either rough or poor grassland vegetation is observed. To maintain eutrophic wet meadows slight manuring and after-grazing seem appropriate measures.

Dankwoord

Een deel van de basisgegevens voor dit artikel werd bijeengebracht in het kader van het OBN-project 'Ecohydrologie van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen'. Onze hartelijke dank aan Harry van Buggenum en Maurice Mouthaan voor de foto's die zij beschikbaar stelden.

E.J. Weeda

Veerallee 28, 8019 AC Zwolle
ejweeda@hotmail.com

H. de Mars

Royal HaskoningDHV
Postbus 302, 6199 ZN Maastricht-Airport
hans.de.mars@rhdhv.com

J.H.J. Schaminée

Alterra Wageningen UR
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
joop.schaminee@wur.nl





Marijn Nijssen, Miriam Scherpenisse, Peter Verbeek ,
Boy Possen, Erik van Rijsselt & Hans de Mars

Mergelgroeves: ontstaan, ontwikkeling en beheer van on-Nederlandse natuur

Natuurlijke kalkrotsen komen in Nederland niet voor. Er zijn echter wel veel dagbouw mergelgroeves* in Limburg die als open kalkmilieus een grote diversiteit aan planten- en diersoorten herbergen. Een groot deel van deze soorten en habitat-typen zijn in Nederland zeldzaam en beschermd in het kader van Natura2000.

Mergelwinning heeft hierdoor naast knelpunten ook kansen voor natuur opgeleverd. Een analyse van de geologie, hydrologie en ecologie van mergelgroeves en -rotsen geeft aan welke maatregelen een bijdrage kunnen leveren aan de instandhouding en verdere ontwikkeling van deze natuurwaarden.

Mergelwinning en natuur

Mergelwinning en natuur in Zuid-Limburg kennen al lange tijd een onstuimige relatie. Eli Heimans beschrijft in 1911 euforisch de 'loodrecht voor U oprijzende, met bosch gekroonde krijtmuren' en de 'geelbuikige vuurpadjes' in de natte karresporen van het krijtland. Het betreft dan nog kleine afgravingen voor particulier en lokaal gebruik. Als in 1928 echter de Eerste Nederlandse Cement Industrie (ENCI) de Sint-Pietersberg bij Maastricht commer-

cieel gaat afgraven, verschijnen er nog voordat de eerste schop in de grond gaat krantenkoppen met 'De vernietiging van den Sint Pietersberg' en 'Verdwindend Natuurschoon'. Overigens was grootschalige winning op de Belgische Sint-Pietersberg toen al ca 20 jaar aan de gang. De mergelwinning levert echter werkgelegenheid en vooral na de Tweede Wereldoorlog zijn door de grote vraag naar cement zelden bezwaren tegen het afgraven te horen (Felder, 2004). Tot hal-

*Hoewel mergel geologisch een onjuiste term is voor de Limburgse kalksteen, is de term zodanig ingeburgerd dat ook in dit artikel over mergel en mergelgroeves wordt gesproken.



Foto 1. De Curfsgroeve is één van de meest bekende mergelgroeves en herbergt een grote diversiteit aan kalkgebonden soorten.

Op de voorgrond voortplantingswateren voor de Geelbuikvuurpad (*Bombina variegata*) (foto: Marijn Nijssen).

Inzet 1: Geelbuikvuurpad (foto: Rob Felix).

Inzet 2: Zuidelijke oeverlibel (*Orthetrum brunneum*) (foto: Rob Felix).

verwege de jaren '70 worden nog nieuwe plannen voor grootschalige winning gesmeed, maar de vraag naar cement neemt af en zowel vanuit de natuurbescherming als vanuit verontruste omwonenden volgt protest tegen verdere afgravingen (o.a. Lever, 1984). In 1989 wordt definitief besloten om het Plateau van Margraten niet af te graven en om de winning van mergel in nog actieve groeves op termijn te stoppen.

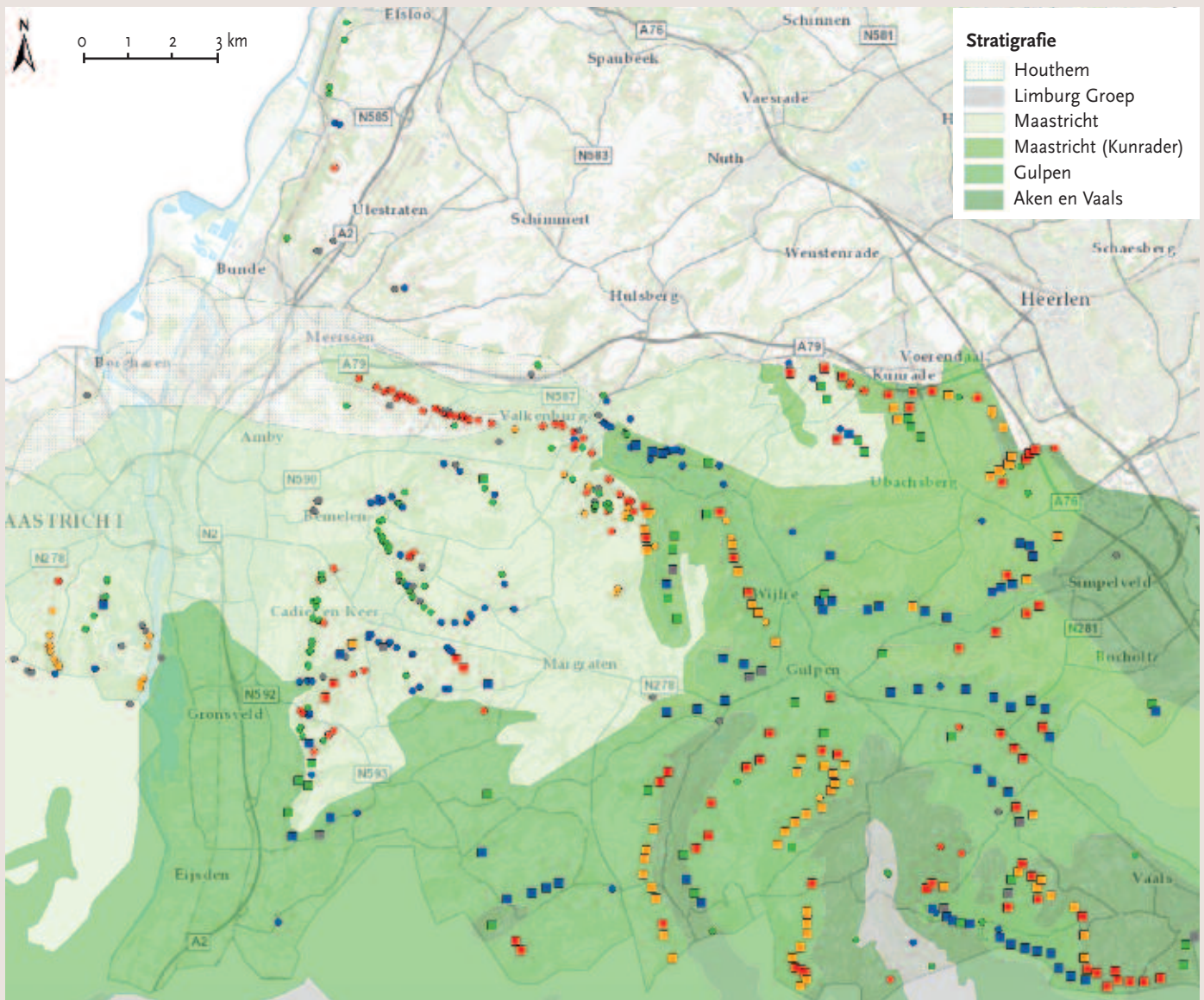


Fig. 1. Ligging en expositie van mergelgroeves en rotsen in Zuid-Limburg, met een onderscheid in exacte locaties (rond) en globale locaties (vierkant). De grijze symbolen (alzijdig) betreffen objecten met wanden met verschillende exposities. De achtergrondkleur geeft de verschillende kalkformaties weer, waarbij de zachtere kalksteen in het westen dagzoomt (formatie van Maastricht) en de hardere kalksteen in het oosten (formaties van Gulpen en Vaals).

bron: Van Engelen 1975, locatie globaal	bron: Walschot, Gea-objecten, Felder, RHDHV
■ Alzijdig	■ Alzijdig
■ Noord	■ Noord
■ Oost	■ Oost
■ Zuid	■ Zuid
■ West	■ West

Rond die tijd wordt duidelijk dat veel bijzondere planten- en diersoorten een geschikte leefomgeving hebben gevonden in de groeves. Zoals Nanne Dorren (2005) treffend verwoordt, blijkt die ‘duivelse’ cementindustrie een paradijs te hebben gegraven voor soorten als Geelbuikvuurpad (*Bombina variegata*), Oehoe (*Bubo bubo*) en Zuidelijke oeverlibel (*Orthetrum brunneum*). Afgesloten (delen van) groeves worden overgedragen aan natuurbeheerorganisaties en particulieren. Als in de komende jaren de laatste delen van groeve ‘t Rooth en de ENCI-groeve worden overgedragen, is er alle ruimte voor natuur in de Limburgse groeves. De vraag is welke keuzemogelijkheden beheerders en particulieren hebben om deze natuurwaarden verder te ontwikkelen en behouden (Nijssen et al., 2015).

Overzicht van groeves en rotsen
De meeste ecologische literatuur over Nederlandse mergelgroeves gaat over een beperkt aantal grote commerciële groeves: de ENCI-groeve op de Sint-Pietersberg, de Curfsgroeve (foto 1) en groeve Blom bij Berg en Terblijt en groeve ‘t Rooth en de Julianagroeven bij Cadier en Keer. Daarnaast worden soms nog wat kleinere afgravingen genoemd, zoals de rotswanden van Bemelen, de Döälkesberg, Wolfskop en groeve Biebosch. In het verleden

is er echter voor bouwmaterial en voor bemesting van akkers op zeer veel plekken kleinschalig mergel en vuursteen gewonnen. Op basis van geologische literatuurbronnen en oude kaarten is een overzicht gemaakt van alle plekken waar bovengronds mergel is afgegraven of waar ingangen van ondergrondse groeves in kalkrotsen resulteren (Nijssen et al., 2015). Dit levert een kaart op met ruim 300 groeves die als parelsnoeren in het Zuid-Limburgse landschap liggen (fig. 1).

De meeste zijn niet meer dan kleine, inmiddels dichtgegroeide rotswandjes op plekken waar insnijdingen van rivieren, beken, droogdalen en holle wegen de kalk vlak aan het oppervlak hebben gebracht. Afhankelijk van de geografische ligging en de diepte van de afgraving worden er verschillende typen kalk aangetroffen. Deze variëren van de vrij zachte Maastrichtse kalk in het westen rondom het dal van de Maas en de Geul tot de harde Kunrader kalk in het oostelijk deel van Zuid-Limburg. De meeste grote groeves herbergen open water, bronnen of stroompjes, maar van de kleine groeves snijden er slechts enkele de (schijn)grondwaterspiegel aan. Samen met de expositie van de ontginningswanden bepalen deze eigenschappen de potenties voor vestiging van planten- en diersoorten.

De biodiversiteit van groeves en rotsen

Mergelgroeves kunnen een zeer hoge biodiversiteit herbergen (o.a. themanummer Natuurhistorisch Maandblad, april 2004; Faassen & Raemakers, 2011). In tabel 1 staat een overzicht van soorten, gemeenschappen en habitats die in Nederland aan groeves en rotsen gebonden zijn. De

meeste doelsoorten en habitattypen van open droge omstandigheden, zoals Pionierbegroeiingen op rotsbodems (*H6110), korstmossen van open kalkrotten (Aptroot et al., 2010) en havikskruiden van rotswanden komen in het westen van Zuid-Limburg voor. Hier dagzoomt het zachtere Maastrichts kalkgesteente, waarop meer vestigingsplaatsen voor soorten ontstaan. Bovendien is hier al vanaf de prehistorie en Romeinse tijd vuursteen en mergel gewonnen en is er nooit grote terugloop in de bewoningsdichtheid geweest. Hierdoor zijn al eeuwenlang open rotsmilieus in een (half)-open landschap aanwezig (Hillegers, 1984). Daarnaast is het klimaat in het Maasdal droger en warmer dan op de plateaus van Kunrade en Vaals en vormt het dal van de Maas waarschijnlijk een belangrijke aanvoeroute voor zuidelijke soorten. Vrijwel alle oostelijk gelegen groeves in Zuid-Limburg kennen minder gunstige condities voor doelsoorten. Ze zijn pas in de loop van de vorige eeuw gegraven in harder Kunrader kalkgesteente, kennen een natter en koeler klimaat en missen een makkelijke aanvoeroute van zuidelijke soorten.

Pionier of stressbestendig?

Rotswanden kennen een zeer gevarieerd reliëf, waarbij sterke verschillen in microklimaat (fig. 2) en beschikbaarheid aan vocht en nutriënten op korte afstand van elkaar optreden (Larson et al., 2000). Het aantal vestigingsplaatsen voor soorten is beperkt en een eenmaal bezette plek wordt lang bezet gehouden. Doelsoorten van groeves worden vaak als pioniersoorten aangeduid, aangezien ze als eerste de open kalkmilieus koloniseren. In tegenstelling tot echte pioniers hebben veel doelsoorten echter een matige tot ronduit slechte dispersiecapaciteit en een vrij lage reproductie. De meeste soorten zijn dan ook eerder 'stressbestendig' en kunnen zich vestigen en handhaven in de extreme omstandigheden van rotsmilieus. In Duitsland worden deze soorten wel met de prachtige, correcte term 'Dauer-pionier' aangeduid (Tüxen, 1975). Soorten als Kleine steentijm (*Clinopodium acinos*), Berggamander (*Teucrium montanum*), Tengere veldmuur (*Minuartia hybrida*) en typische korstmossen als Eierdooiermos (*Fulgensia fulgens*) (Aptroot et al., 2010) komen op de Bemelerberg al decennia op dezelfde plek voor, maar blijken niet in

Doelsoort of -type	Binding aan mergelgroeves			N2000	Status
	Sterk	Matig	Niet		
Pionierbegroeiingen op rotsbodems	X			H6110*	zz
Ingekorven vleermuis	X			H1321	zz
Geelbuikvuurpad	X			H1193	zz
Vroedmeesterpad	X				zz
Oehoe	X				zz
Zuidelijke oeverlibel	X				vz
Havikskruiden van kalkrotten	X				zz
Kalktufbronnen		X		H7220*	zz
Kalkmoerassen		X		H7230	zz
Meervleermuis		X		H1318	vz
Vale vleermuis		X		H1324	zz
Bechstein's vleermuis ¹⁾		X		H1323	zz
Associatie van Ballote en andere Netels		X		31Ab3	zz
Associatie van rozen en liguster		X		37Ac4	zz
Tongvaren-associatie		X		21Ab2	vz
Kalk- en warmteminnende bijen		X			zz
Blad- en levermossen van beschaduwde kalkrotten		X			zz
Kalk- en warmteminnende dagvlinders		X			zz
Muurhagedis		X			zz
Eiken-haagbeukenbossen (heuvelland)			X	H9160B	va
Beuken-eikenbossen met hulst			X	H9120	va
Spaanse vlag			X	H1078*	zz
Kamsalamander			X	H1166	vz
Kalkgraslanden			X	H6210	vz
Heischrale graslanden			X	H6230*	vz
Kalkminnende ruigte- en zoomgemeenschappen			X	H6430C	va

Tabel 1. Doelsoorten en gemeenschappen van mergelgroeves en -rotsen in Zuid-Limburg. Sterk gebonden biota zijn voor instandhouding in Nederland (op dit moment) afhankelijk van groeves; matig gebonden biota komen vooral voor in groeves, maar ook in andere landschappen; niet gebonden biota komen buiten groeves meer voor dan in groeves, maar genieten wel bescherming volgens de Europese Habitatrichtlijn (Natura 2000 codes: *= prioritair habitatype of soort). Status in Nederland: zz = zeer zeldzaam; vz = vrij zeldzaam; va = vrij algemeen.

¹⁾ Bechstein's vleermuis staat op de Habitatrichtlijn, maar voor deze soort zijn in Nederlandse terreinen geen doelstelling geformuleerd.

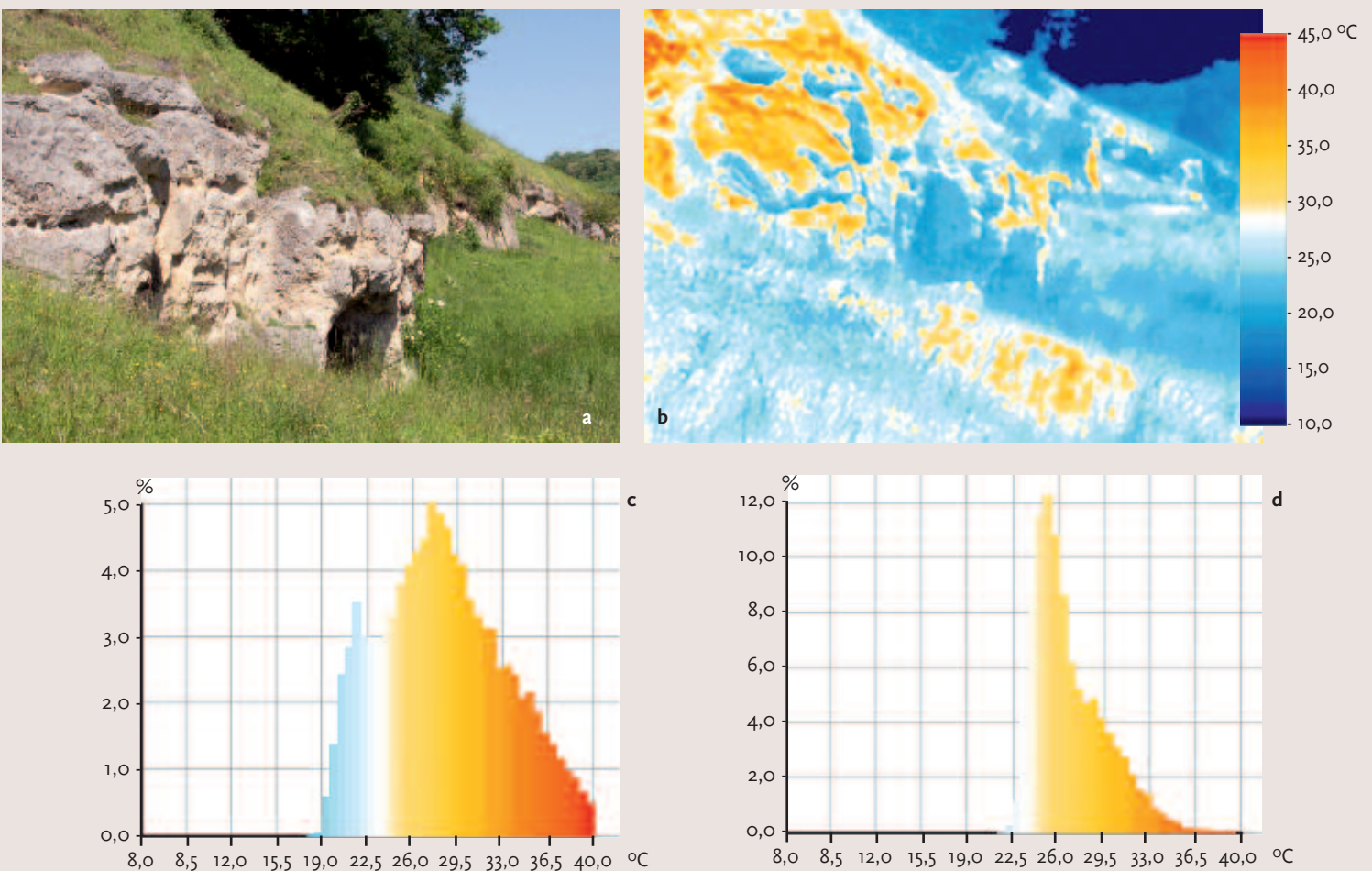


Fig. 2. Warmtefoto's van de Bemelerberg laten zien dat rotswanden van groeves niet zozeer een extremer microklimaat herbergen, als wel een grotere variatie in temperatuur op een klein oppervlak. De diagrammen laten de temperatuurverdeling zien van de rotswanden (2c) en van het omliggende grasland (2d) (foto's: Marijn Nijssen).

staat om rotsen verderop in hetzelfde terrein te koloniseren. Havikskruiden van rotswanden komen dankzij windverspreiding wellicht nog het dichtst in de buurt van echte pioniersoorten en deze duiken vaak wel op nieuwe plekken op, bijvoorbeeld in de Curfsgroeve en groeve 't Rooth.

Het verschil tussen 'echte' pioniers en Dauer-pioniers lijkt een detail te zijn, maar is belangrijk als men gaat nadenken over beheer en inrichting van groeves en rotswanden. Voor Dauer-pioniers moeten maatregelen niet gericht zijn op het stimuleren van erosieprocessen, waarbij telkens nieuwe vestigingsplaatsen ontstaan, maar

op het open houden van de rotswanden om het extreme microklimaat te behouden.

Daarbij heeft de directe omgeving van de groeves een grote invloed op de soortensamenstelling: een open landschap met schrale graslanden en bermen, tijdelijke wateren en rondtrekkende schaapskuddes, zoals in het oude extensieve cultuurlandschap, heeft de verspreiding van de weinig mobiele doelsoorten tussen groeves gefaciliteerd. Het huidige landschap werkt eerder als een barrière voor deze soorten, zeker waar bosvorming heeft plaatsgevonden. Bos in of rond de groeve tempert bovendien het typerende extreme klimaat.

Onderdeel van het cultuurlandschap

Een belangrijk keerpunt in het denken over natuurwaarden in mergelgroeves was het lanceren van het concept 'Verborgene Valleien' (Peters, 1999). De kern van Verborgene Valleien ligt in het zoveel mogelijk toelaten van natuurlijke erosieprocessen, waardoor met extensieve begrazing en een minimum aan beheer zich een rijke natuur

kan ontwikkelen (Peters, 2004). Hoewel het concept zeer positief werd ontvangen, is in de jaren daarna gebleken dat het toelaten van dergelijke 'natuurvriendelijke' processen vrijwel nergens haalbaar is, omdat de veiligheid van bezoekers gewaarborgd moet zijn en het onderliggende drinkwater beschermd wordt met een dikke laag dekgrond. Bovendien blijft een 'natuurlijke' graasdruk te laag om struweel- en bosontwikkeling in de groeves tegen te gaan.

In Verborgene Valleien wordt terecht gesteld dat de groeves intrigerende landschappen vormen waar men zich eerder in het buitenland waant (Peters, 2004). Het betreft ook letterlijk on-Nederlandse natuur: als de mens niet naar kalk- en vuursteen was gaan graven en de bovenliggende vegetatie met kappen, branden en begrazing niet had open gehouden, waren er simpelweg geen vestigingsplekken geweest voor de typische korstmossen en havikskruiden van kalkrotsen, blad- en levermossen van beschaduwde kalkgrond of bijensoorten die nestelen in verticale



wanden. Veel planten- en diersoorten die nu zijn gebonden aan groeves kwamen al eeuwen voor in onderdelen van het extensieve Limburgse cultuurland: kalkgraslanden, graften en schrale wegbermen, ingegraven drinkbakken, diepe kuilen en karrensporen op onverharde wegen en zomen en open plekken in bossen met hakhout- en middenbosbeheer. Nu deze antropogene elementen en gebruiksvormen zijn verdwenen uit het geïntensiverde Zuid-Limburgse landschap, vormen mergelgroeves de refugia voor deze natuurwaarden. Dit is geen typisch Nederlandse situatie; ook in andere Europese landen worden groeves bewoond door soorten die in het omliggende landschap geen plek meer vinden (onder andere Cullen et al., 1998). De mergelgroeves zijn dan ook een onderdeel van het cultuurlandschap en de natuurwaarden die er op dit moment voorkomen en gewaardeerd worden, zijn van menselijke activiteit afhankelijk voor hun lokale voortbestaan. Bij een volledig natuurlijke ontwikkeling van de mergelgroeves zullen veel van deze soorten verdwijnen, met uitzondering van de soorten uit bos- en zoomgemeenschappen. Een dergelijke natuurlijke aanpak kan verrassende natuurwaarden opleveren en vooral via ontwikkeling van gevarieerde bossen en zoomvegetaties kan veel ecologische winst worden behaald. Voor de doelsoorten van open terreinen en voor het halen van Natura2000 doelstellingen is het echter noodzakelijk om de groeves op een vrij intensieve manier te blijven beheren. Daarmee kunnen de groeves ook brongebieden vormen om te herstellen cultuurelementen in het Limburgse mergellandschap te herkoloniseren.

Foto 2. De Döälkesberg ligt gunstig op het zuiden in een vrij open landschap met kalkgraslanden. In de winter van 2014-2015 is de bovenrand vrijgemaakt van vegetatie en is de bovenliggende zand- en grindlaag geplagd tot de overgang naar de kale kalkrotsen. Of deze maatregel resulteert in vegetaties die kenmerkend zijn voor rotsrichels moet de komende jaren blijken. **Inzet** Kleine steentijm (*Clinopodium acinos*) (foto's: Marijn Nijsen).



Praktische beheermaatregelen

Op dit moment zijn begrazing, het verwijderen van boom- en struweelopslag en in een enkel geval maaien en afvoeren van graslanden maatregelen die in meerdere groeves worden uitgevoerd. Daarnaast worden voortplantings- en verblijfswateren voor amfibieën aangelegd en opgeschoond. Met uitzondering van Oehoe, Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) ontbreekt gericht onderzoek of monitoring in groeves, zodat een goede analyse over de effectiviteit van beheermaatregelen en de manier waarop ze worden uitgevoerd onmogelijk is. Op basis van ervaringen van beheerders lijkt voor terugdringen van verruiging van rotshabitats jaarrond begrazing met geiten het meest geschikt te zijn. Een hoge graasdruk in de winter en een lagere druk in de zomer werkt goed om opslag van struweel aan te pakken en vraat aan bloeiende kruiden te voorkomen. Ook bij dit basisbeheer is het noodzakelijk om elke drie tot vijf jaar handmatig struweel te verwijderen. Sinds de winter 2014-2015 wordt geëxperimenteerd met het weghalen van opslag en vervolgens plaggen van de bovenliggende zand- en grindafzettingen op het raakvlak met de kalkrotsen om nieuwe vestigings-

kansen te bieden voor het zeldzame habitattype Pionierbegroeiingen op rotsbodemplaat (foto 2).

Groeves en rotsen gelegen binnen kalkgraslanden hebben baat bij schapenbegrazing, waarbij naast de graslanden ook de minder steile hellingen worden begraasd. Begrazing van ruigtes aan de voet van rotswanden met punkegels leidt tot soortenrijke begroeiingen van de associatie van Ballote en andere netels. Voor de ontwikkeling van bosgemeenschappen en boszomen op noord- en oost-geëxponeerde hellingen hoeven geen maatregelen te worden genomen; wel leidt het gericht verwijderen van exoten tot een meer natuurlijk habitat.

Mergelranden in de halfschaduw of op noordhellingen kunnen vestigingsplaatsen vormen voor zeldzame blad- en levermosen. Beschaduwde storthopen van vuursteen kunnen een geliefde groeiplaats voor bijzondere varens vormen, zoals Blaasvaren (*Cystopteris fragilis*) en Rechte driehoeksvaren (*Gymnocarpium robertianum*). Mogelijkheden voor het realiseren van kalkmoerassen, kalktufbronnen en kwelplassen die geschikte voortplantingsplekken voor de Zuidelijke oeverlibel vormen, zijn vrijwel alleen aanwezig in enkele grote

groeves. Het zeer langzaam aan de oppervlakte laten doorstromen van uittredend grondwater is een goede maatregel. In de ENCI-groeve, die tot onder de grondwater-spiegel is uitgegraven, heeft dit bovendien als voordeel dat veel water verdampt en er minder water uit het diepste punt gepompt hoeft te worden (Dehing et al., 2015).

Rekening houden met doelsoorten

Gerichte maatregelen voor diersoorten vinden alleen plaats voor de ernstig bedreigde Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad. Hiervoor worden deels droogvallende voortplantings- en verblijfwateren gegraven en regelmatig geschoond. Ook zijn op een aantal plekken dieren uitgezet, aangezien de natuurlijke dispersie zich in Nederland

beperkt tot maximaal 500 meter. De Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad zetten verspreid over de zomer kleine aantallen eieren of larven in het water af. Door voortplantingswateren niet in het najaar maar laat in het voorjaar op te schonen, worden eitjes van concurrerende algemene soorten, zoals Bruine kikker (*Rana temporaria*) en salamanders verwijderd en kunnen de doelsoorten zich zonder concurrentie ontwikkelen.

Kalk- en warmteminnende dagvlinder- en bijensoorten hebben groot profijt van het herstellen of ontwikkelen van kalkgrasland-vegetaties of andere schrale, bloemrijke graslanden in en rondom mergelgroeves. Het warme microklimaat in combinatie met waardplanten, nectarplanten en nestgelegenheid in steile rotswanden faciliteert een grote diversiteit aan soorten uit deze groepen. Uit studies op de Sint-Pietersberg en in de Curfsgroeve blijkt dat het koloniseren door deze soorten snel verloopt.

Het weghalen van boom- en struikopslag rondom ingangen van ondergrondse groeves beïnvloedt voor vleermuizen zowel de toegang als het

microklimaat van de ingang en de achterliggende holtes en gangen (Verboom, 2006). In de winter kan dit beheer leiden tot sterfte van overwinterende vleermuizen. Of de geschiktheid voor vleermuizen om te zwermen, paren en overwinteren door beheer toe- of afneemt, hangt sterk van de lokale situatie af en betreft dus altijd maatwerk.

Keuzes, kansen en knelpunten

Voor elke kleine groeve en alle delen van grote groeves moet een duidelijke keuze gemaakt worden voor welke doelsoorten en habitats inrichting en beheer worden uitgevoerd. Voor behoud van biodiversiteit én het halen van Natura2000 doelen zal deels worden gekozen voor de meest strikt aan mergelgroeves en rotsen gebonden biota, zoals pionierbegroeiingen op rotsbodems, havikskruiden van kalkrotsen, Geelbuikvuurpad en Vroedmeesterpad. Hiervoor is een intensief beheer, gericht op het open houden van rotsen en voortplantingswateren noodzakelijk. Bij de keuze voor een natuurlijke ontwikkeling van de groeves (conform Verborgten Val-



Foto 3. Grote groeves worden vaak verplicht afgewerkt met een metersdikke laag dekkand.

Een toplaag van stenig, kalkrijk materiaal (**links**; Groeve 't Rooth) levert een vrij schrale vegetatie met kalkminnende soorten op, terwijl op een toplaag van voedselrijk dekmateriaal (**rechts**; Curfsgroeve) een ruigere en meer soortenarme vegetatie zich ontwikkelt (foto's: Marijn Nijssen). **Inzet** Begin varenbegroeiing 't Rooth (foto: Marijn Nijssen).



leien) zullen veel doelsoorten van open habitats verdwijnen en voornamelijk bos- en zoomgemeenschappen ontstaan, met daarin kansen voor onder andere de Tongvaren-associatie en blad- en levermossen van beschaduwde kalkrotsen.

De kansen voor soorten van rotsen en schrale vegetaties zijn het grootst in het westelijk deel van Zuid-Limburg, waar op de zachtere Maastrichtse kalksteen al populaties van doelsoorten voorkomen. Of deze populaties ook als bron kunnen dienen voor uitbreiding van bijvoorbeeld Tengere veldmuur en typische korstmossen en wat de geschikte klimatologische en chemische condities zijn voor de ontwikkeling van rotsbegroeiingen, zijn belangrijke kennislacunes. Veel kleine groeves en rotswanden in het westen van Zuid-Limburg, zoals de Bemelerberg, Wolfskop en het Popelmondedal worden omringd door kalkgraslanden. In deze regio liggen ook de grote mergelgroeves met kansen om tientallen hectare schraal grasland met kalkminnende plantensoorten te ontwikkelen. Hiervoor is het wel nodig om bovenop de huidige dekgronden, die nu als een knelpunt werken, een zuid-geëxponeerde laag met voedselarme, stenige, kalkrijke bodem aan te leggen (foto 3). Of dit kan leiden tot ontwikkeling van het habitatype Kalkgraslanden (H6210) is nog niet duidelijk, maar wel dat dit een grote meerwaarde oplevert voor veel kalk- en warmteminnende planten, bijen en dagvlinders. Veel oostelijk gelegen groeves zijn kleiner, snijden het hardere Kunrader of Gulpener kalksteen aan en liggen in bosrijke omgeving. Hier liggen minder kansen voor soortenrijke rotsbegroeiingen, waardoor hier eerder gekozen kan worden voor een natuurlijke ontwikkeling naar soortenrijke bos- en zoomgemeenschappen. Hetzelfde geldt voor de noord geëxponeerde wanden in grote groeves, waar het microklimaat te gematigd is voor het in stand houden van open habitats.

Zowel voor de westelijke als oostelijke mergelgroeves geldt dat zij, met een totaal oppervlak van meer dan 250 ha, een belangrijke rol kunnen spelen in het Zuid-Limburgse kalklandschap. Zowel om populaties van soorten te herbergen in de middelgrote tot grote groeves, maar ook als stepping stones voor soorten die zich slechts over korte afstanden verspreiden. De 'parelsnoeren' (fig. 1) van kleine mergelgroeves geven hiervoor houvast en vor-

men samen met de lijnvormige elementen in het landschap (Wallis de Vries et al., 2009) een belangrijk ecologische netwerk.

Literatuur

- Aptroot, A., C.M. van Herck & L.B. Sparrius, 2010.** Mergelgroeves: kansrijke nieuwe vestigingsplaatsen voor bedreigde korstmossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 99: 282-284.
- Cullen, W.R., C.P. Wheater & P.J. Dunleavy, 1998.** Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biological Conservation* 84(1): 25-33.
- Dehing, J., M. Voncken & H. de Mars, 2015.** Waterplan ENCI 2013; onderzoek ecohydrologisch systeem en inpassing in het werkplan ENCI groeve. BAT Sittard/ Royal Haskoning DHV, Maastricht.
- Dorren, N., 2005.** De duivel groef een paradijs. Uitgeverij Lemniscaat.
- Faassen, T. & I. Raemakers, 2011.** Basis-kartering Curfsgroeve 2011. *Ecologica*.
- Felder, P.J., 2004.** Limburgse groeven, een persoonlijke geschiedenis. *Natuurhistorisch Maandblad* 93 (4): 83-87.
- Heimans, E., 1911.** Uit ons krijtland. Uitg. W. Versluys, Amsterdam.
- Hillegers, H., 1984.** De geschiedenis van de vegetatie en de functionele betekenis van de Bemelerberg. Publicatie Natuurhistorisch genootschap Limburg XXXIV: 13-17.
- Larson, W., U. Matthes & P. Kelly, 2000.** Cliff Ecology: pattern and process in Cliff Ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- Lever, A.J., 1984.** Mergelwinning in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 73(4): 71-73.
- Nijssen, M., M. Scherpenisse, P. Verbeek, B. Possen & H. de Mars, 2015.** Beheer en inrichting van mergelgroeves en rotsen. Rapport onderzoeksproject OBN-2014-64-HE.
- Peters, B., 1999.** Verborgene Valleien. Ecologie en beheer van mergelgroeven in Zuid-Limburg: de Curfsgroeve als voorbeeld. Stichting Ark. Hoog-Keppel.
- Peters, B., 2004.** Verborgene Valleien I – Nieuwe principes voor de afwerking van mergelgroeven. *Natuurhistorisch maandblad* 93(4): 65-72.
- Tüxen, R., 1975.** Dauer-Pioniergesellschaften als Grenzfall der Initialgesellschaften. In: Schmidt, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Berichte International Symposium Vegetationskunde. J. Cramer Vaduz: 13-30.
- Verboom, B., 2006.** Winterverblijven voor vleermuizen in Limburg. VZZ rapport 2006.033. Zoogdiervereeniging VZZ, Arnhem.

Wallis de Vries, M., A. Boesveld, W. Bosman, M. Reemer, J. Regelink, A.J. Rossenaar, J. Schaminée & K. Veling, 2009. Verkenning herstel kleinschalige lijnvormige infrastructuur Heuvelland. Rapport DK nr. 2009/dk110-O. Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.

Summary

Limestone quarries: start, development and management of non-Dutch nature

All open calcareous habitats in The Netherlands are manmade. Over 300 small (<0.1 ha) to very large (144 ha) opencast limestone quarries in province Limburg domiciliate a wide variety of plant and animal species of which many are on the Dutch red-lists and protected under European Natura 2000 regulation. Although these species are often considered pioneers, most belong to stress-tolerators with low reproductive and dispersal power. To protect these species management of limestone quarries should be focussed on keeping an open landscape, rather than stimulating erosion processes. Grazing with goats and sheep, cutting of shrubs and trees and topsoil removal on cliffs are the most promising measures. Limestone quarries can be treated as part of the cultural landscape and play an important role in conservation of a biodiverse calcareous nature in The Netherlands.

Dankwoord

Een woord van dank gaat uit naar alle terreinbeheerders die aan het project hebben meegewerkt en naar de experts die kennis en tekstbijdragen leverden voor het rapport: Joop Schaminée, Eric Janssen, Ben Crombaghs, Scipio van Lierop en Ivo Raemakers. Het onderzoek is gefinancierd door het programma OBN.

M.E. Nijssen
Stichting Bargerveen
Toernooiveld 1
Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen
M.Nijssen@science.ru.nl

M.C. Scherpenisse & P.J.M. Verbeek
Bureau Natuurbalans – Limes Divergens
Postbus 6508, 6503 GA Nijmegen
scherpenisse@natuurbalans.nl

H. de Mars, E.W.J.M. van Rijsselt
& B.J.H.M. Possen
Royal HaskoningDHV
Postbus 303, 6199 ZN Maastricht-Airport
hans.de.mars@rhdhv.com



Bemelerberg (foto: Henk Heijligers).

Kansen en bedreigingen voor de natuur in het Limburgse heuvellandschap

Bart van Tooren,
Olaf Op den Kamp,
Arjan Ovaa,
Martine Lejeune
& Isa Schimmel

De bijdragen in dit themanummer bieden een breed overzicht van actuele ontwikkelingen in het onderzoek naar en het beheer van de natuur in Zuid-Limburg (NL) en aangrenzend België. Door de oogharen ontstaat zo ook een beeld van de belangrijkste knelpunten en kansen die er de komende decennia zijn voor deze natuur.

De natuur in het heuvelland in Zuid-Limburg en aangrenzend België neemt een geheel eigen plaats in. Een rijke afwisseling aan bodemtypen, waarbij kalkrijkdom tot de verbeelding spreekt, het heuvelachtige karakter en de grote variatie in hydrologische omstandigheden leiden tot tal van habitats en soorten die tot deze regio beperkt zijn. In dit themanummer wordt deze grensoverschrijdende natuur onder de loep genomen.

Deze natuur staat door de enorme veranderingen in het landelijk gebied sterk onder druk. Veel levensgemeenschappen zijn meer of minder bedreigd geraakt en vaak teruggedrongen tot natuurgebieden. Wat is nu de toekomst van deze habitats en soorten? Kunnen we ze in stand houden, of zijn er zelfs kansen op een betere toekomst? In dat laatste geval, wat is daarvoor nodig?

Om dit te analyseren worden eerst voor een aantal ecosysteemtypen in Zuid-Limburg de trends in verleden, heden en waar

mogelijk ook verwachtingen voor de toekomst op een rijtje gezet. De artikelen in dit themanummer vormen hiervoor de basis. Vervolgens wordt voor een aantal belangrijke ecosystemen aangegeven wat deze trends ons leren voor hun toekomstperspectief. Dat mondt uit in een analyse van de belangrijkste kansen en bedreigingen.

Belangrijke trends

Er zijn veel factoren die de kwaliteit van de natuur in het heuvellandschap beïnvloeden. In het onderstaande zijn deze, ruwweg in afnemende volgorde van belang, benoemd. Daarbij dient bedacht te worden dat vaak juist interactie tussen deze factoren verantwoordelijk is voor de omvang van de effecten.

1. VERANDERING LANDGEBRUIK

Veel natuur is in het verleden verdwenen door aanleg van wegen, steden of intensivering van het landgebruik. Daarnaast is ook het achterwege blijven van beheer een oorzaak voor het verdwijnen van zeldzamere natuurtypen: voortgaande successie veranderde (schraal)grasland in bos. Intensivering van landgebruik en verandering van gebruiksfuncties gaan nog steeds door.

2. AANKOOP NATUURGEBIEDEN EN VERSNIPPERING

Uitbreiding van natuurgebieden door aankoop van landbouwgronden is in Zuid-Limburg, mede door de uitstekende landbouwgrond en daardoor hoge prijzen, slechts zeer beperkt

mogelijk. Er zijn geen aanwijzingen dat dat in de toekomst anders zal worden, al is bijvoorbeeld in de omgeving van Bemelen recent wel een aanzienlijke oppervlakte grasland verworven en ingericht (Weijters et al., dit nummer). Belangrijke uitzonderingen zijn bijv. de door het staken van de delfstofwinning in beheer komende mergelgroeven met als bekend voorbeeld de ENCI-groeve (Nijssen et al., dit nummer).

Alles overziende zijn natuurgebieden in het Zuid-Limburgse landschap talrijk, maar tevens relatief klein en versnipperd. Complete natuurlijke gradiënten in het landschap, bijvoorbeeld van hoog en droog gelegen plateaugronden naar de beek, zijn vrijwel geheel verdwenen.

Buiten de natuurgebieden zijn, zeker in vergelijking met andere delen van Nederland, nog relatief veel natuurwaarden aanwezig, zoals in graften, wegbermen en hagen (foto 1). Thomas & Crèvecoeur (dit nummer) illustreren dit heel mooi voor kevers in de Voerstreek, waarbij we wel op moeten merken dat het landschap in de Voerstreek beter bewaard is gebleven dan in Zuid-Limburg. De landschapselementen zijn tevens van groot belang om soorten de kans te geven zich te verplaatsen tussen natuurgebieden. Uit OBN-onderzoek is gebleken dat de kwaliteit van deze lijnvormige elementen in Nederlands Limburg gedurende de laatste decennia heel sterk is afgenomen en dat ze ook hun verbindende functie geheel of grotendeels hebben verloren (Wallis de Vries, 2010). De gevolgen daarvan voor de biodiversiteit zijn zeker



Foto 1. Kleinschalig landschap met graften bij Eysersheide (foto: Olaf Op den Kamp).

groot, maar moeilijk te kwantificeren. Herstel van de kwaliteit van lijnvormige elementen, vaak in beheer bij gemeenten of waterschappen, is daarmee een speerpunt voor de komende decennia.

3. VERMESTING

Zuid-Limburg kent een hoge stikstofdepositie. Het is nog onduidelijk of deze daadwerkelijk lager zal worden in de komende decennia, temeer daar een groot deel afkomstig is van bronnen in het buitenland. Al lange tijd is daardoor intensief beheer noodzakelijk op onder andere hellingschraallanden (Nijssen &

van Noordwijk, dit nummer; Weijters et al., dit nummer). Ook in de toekomst zal dat feitelijk te intensieve beheer een rol blijven spelen. Vooral de fauna heeft daar last van (Nijssen & van Noordwijk, dit nummer).

Een vooral Limburgs fenomeen is dat de randen van veel natuurgebieden worden beïnvloed door afstroming van meststoffen uit bovenliggende landbouwgronden (de Mars et al., dit nummer; Weeda et al., dit nummer). Elders speelt dit knelpunt ook wel, maar dan vooral via inwaaien. In veel Limburgse Natura2000 gebieden leidt dit tot verzuivering van bosranden, maar heeft ook invloed op hellingschraalland. Recent is OBN-onderzoek gestart om na te gaan hoe dit knelpunt het beste kan worden aangepakt.

Zuid-Limburg herbergt vele bronnen en bronnetjes, waaronder de tot enkele locaties beperkte kalktufbronnen. Veel van deze bronnen zijn vervuild geraakt door te hoge nitraatconcentraties (de Mars et al., dit nummer). De oorzaak is gelegen in intensief benutte landbouwgronden op de plateaus. Aanpak van stikstofuitspoeling is hier dus een belangrijk speerpunt voor de toekomst. Bovendien is door verschillen in de bodemopbouw de verblijftijd van inzijgend water in Limburg zeer wisselend. Dat betekent dat ook bij een sterk afnemende milieubelasting door de landbouw de effecten van vervuiling nog vele decennia na zullen ijlen en via de vegetatie zichtbaar blijven.

4. KLIMAATVERANDERING EN EXOTEN

Het relatief warme en zuidelijk gelegen heuvellandschap is bij uitstek de plek waar veel zuidelijke soorten een voorpost vinden in Nederland. Een gevolg van klimaatverandering is ook dat hieraan aangepaste exoten voet aan de grond zullen krijgen, sommige mogelijk zelfs met een invasief karakter. In Zuid-Limburg speelt dat momenteel al voor Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*; foto 2) die op een aantal plekken in beekdalen de huidige vegetatie overwoekert. Cotoneasters worden genoemd als risicofactor die op kalkrotsen en kalkhellingen karakteristieke plantengemeenschappen kunnen overgroeien. Passende oplossingen om huidige waardevolle vegetaties te behouden zullen lastig en zeker kostbaar zijn.

Een ander zorgpunt is dat volgens de vigerende klimaatscenario's de Geul en andere riviertjes waarschijnlijk vaker extremen in waterafvoer zullen vertonen, wellicht zelfs ook in de zomer. Het kan daarbij zowel gaan om risico op plaatselijke droogval als op de effecten van extreme buien. De gevolgen van deze toename in dynamiek voor de natuur, zowel in de beek zelf als in de graslanden langs de beek, vormen een belangrijk punt van aandacht.

5. CULTUURHISTORISCHE WAARDEN EN KLEINSCHALIGHEID NATUUR

Zuid-Limburg is bij uitstek een gebied met hoge cultuurhistorische waarden, herkenbaar aan de kleinschaligheid van het landschap. Hiermee hangt samen dat zich hier een groot aantal maar wel kleine Natura2000 gebieden bevindt, zoals Bemeleren Schiepersberg, Geuldal, Geleenbeekdal, Noordal, St. Pietersberg en Jekerdal, Bunderbos en Savelsbos, met aan deze cultuurhistorie gekoppelde natuurwaarden. Door die kleinschaligheid is uitbreiding en kwaliteitsverbetering van bedreigde habitats en soorten in deze gebieden (o.a. Wallis de Vries & Prick, dit nummer) voor een groot deel afhankelijk van buiten de gebieden te nemen maatregelen, vooral ten aanzien van stikstofdepositie en waterhuishouding. Beheermaatregelen in deze



Foto 2. Hoog in de Canadapopulieren (*Populus canadensis*) bij Ingendael groeien Maretakken (*Viscum album*), eronder de exoot Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) (foto: Olaf Op den Kamp).

natuurgebieden zijn vaak erg duur. Te denken valt aan het hakhoutbeheer in hellingbossen (den Ouden et al., dit nummer) of het beheer van hellingschraallanden met een schaapskudde. In essentie zal dat beeld zich in de toekomst waarschijnlijk niet wijzigen. Een positief punt is dat door het Europees erkende belang van Natura2000 gebieden er via LIFE-subsidies wel extra middelen voor het beheer beschikbaar kunnen komen. Ondanks dat gegeven vormen de hoge kosten een permanente bedreiging voor de noodzakelijke continuering van het beheer.

6. ROL OVERHEID

De provincie Limburg (NL) heeft grote verantwoordelijkheden ten aanzien van het verbeteren van de kwaliteit van de Zuid-Limburgse natuurgebieden. Het gegeven dat veel natuurgebieden behoren tot Natura2000 zet extra druk op de provincie om tot herstelmaatregelen over te gaan. De provincie had een voortvarende aanpak, waar het gaat om beschikbaarstelling van middelen om in het kader van de zogenaamde PAS (Programmatiese Aanpak Stikstof) maatregelen te treffen. Het is moeilijk in te schatten in welke mate in de toekomst het beleid zich zal wijzigen en welke gevolgen dat heeft voor de beschikbaarstelling van middelen.

7. BEHEER NATUURGEBIEDEN

Het beheer van de natuurgebieden is over het algemeen redelijk tot goed op orde. Dat geldt in Nederland maar zeker ook over de grens (Vanherck & Ory, dit nummer (foto 3); Dewyspelaere & Palmans, dit nummer; Vandekerkhove et al., dit nummer). De doelstellingen voor het beheer zijn veelal vastgelegd in natuurvisies en hopelijk ook in de nog vast te stellen Natura-2000 beheerplannen.

Foto 3. Mergellandschapen begrazen de Thier de Lanaye, één van de vier hellingen van de Waalse Sint-Pietersberg (foto: Olaf Op den Kamp).

Kansen voor de belangrijkste ecosystemen?

In het onderstaande zijn voor de belangrijkste ecosystemen in Zuid-Limburg op basis van het voorgaande enkele prognoses voor de toekomst aangegeven.

NAT SCHRAALLAND. Zuid-Limburg herbergt nog slechts enkele fragmenten goed ontwikkeld nat schraalland. Natuurmonumenten beheert in het Geleenbeekdal het bekendste voorbeeld, de Kathagerbeemden (Weeda, 2007; Bus et al., 2015). Momenteel loopt OBN-onderzoek naar de mogelijkheden voor uitbreiding van kalkmoerassen. Het perspectief is echter niet gunstig. Hier en daar zijn kleinschalige aanpassingen mogelijk, maar de ook in het kader van Natura2000 beoogde uitbreiding zal alleen gaan door landbouwgebieden aan te kopen. Zorgen zijn er ook ten aanzien van de vaak slechte kwaliteit van het grondwater onder de kalkmoerassen (de Mars et al., dit nummer). Voor herstel is verbetering van de kwaliteit van het op de plateaus inzijsende water nodig.



BEEMDEN EN GLANSHAVERHOOILANDEN. Dit type komt vooral voor op de 'vloer' van de beekdalen (Weeda et al., dit nummer). Van de ooit zo belangrijke glanshaverhooilanden in Zuid-Limburg zijn thans nauwelijks nog goed ontwikkelde voorbeelden over, laat staan in een gradiënt met andere beheertypen. Ooit waren er tientallen groeiplaatsen van *Parnassia* (*Parnassia palustris*) in deze Limburgse beemden (Willems, 1982), maar daar is niets meer van over. Herstel van goed ontwikkelde percelen is mogelijk, maar het vergt een zeer zorgvuldig beheer, waarbij herintroductie van soorten een serieuze optie is. Recente voorbeelden van herstel zijn echter hoopgevend (Weeda et al., dit nummer). Herstel van gradiënten is binnen de huidige eigendommen niet of nauwelijks mogelijk; aangrenzende terreinen zijn veelal in agrarisch gebruik.



Foto 4. Uitbreiding van zinkgraslanden met onder meer Zinkviooltje (*Viola calaminaria*) is vrijwel nergens mogelijk, vooral door veel te hoge fosfaatgehalten in de bovengrond van deze percelen (foto: Olaf Op den Kamp).

DROOG SCHRAALLAND. Verspreid over Zuid-Limburg resteren nog diverse meer of minder goed ontwikkelde droge schraallanden, met de klassieke kalkgraslanden als bekendste voorbeeld. De ervaring van het OBN-onderzoek van de laatste 10-15 jaar is dat voor kwaliteitsverbetering een lange weg te gaan is, vooral voor de fauna (Nijssen & van Noordwijk, dit nummer). Een belangrijke oorzaak is dat door de te hoge stikstofdepositie een intensief beheer nodig is, terwijl voor herstel van de fauna juist een extensiever beheer gewenst is. Voor een echt herstel is dus een drastische verlaging van de N-depositie nodig (Weijters et al., dit nummer). Daarbij geldt ook dat zonder herintroductie terugkeer van veel bijzondere soorten erg moeilijk dan wel niet mogelijk zal zijn. Een ander knelpunt is de geringe omvang van de schraallanden, de versnippering en het ontbreken van verbindingzones. Uitbreiding van het areaal zal niet mogelijk zijn zonder aankoop van landbouwgronden, kappen van omliggend bos en/of andere ingrijpende maatregelen. Momenteel loopt OBN-onderzoek naar de mogelijkheden om juist voor de fauna het (begrazings-) beheer te optimaliseren. Van zinkgraslanden met Zinkviooltje (*Viola calaminaria*; foto 4)

en andere karakteristieke zinkplanten is in Nederland nog slechts één goed ontwikkeld perceel over. Uitbreiding is vrijwel nergens mogelijk, vooral door veel te hoge fosfaatgehalten in de bovengrond van deze percelen (Bobbink et al., 2011).

BOSSEN. Er is zowel in Zuid-Limburg als over de grens in de Voerstreek bereidheid om een gericht beheer te voeren om de vroegere plantenrijkdom van de hellingbossen te herstellen (den Ouden et al., dit nummer; Vandekerkhove et al., dit nummer), ook geholpen door nieuwe inzichten omtrent herinvoering van een vorm van middenbosbeheer (foto 5; den Ouden et al., dit nummer). Het is echter een gegeven dat in veel bossen de vroeger aanwezige gradiënten op de helling door nivellering zijn verdwenen (Willers et al., 2012). Daarnaast vormt instroom van voedingsstoffen van de bovenliggende plateaus op veel plaatsen een knelpunt. Dat laatste moet de komende decennia worden aangepakt. In de concepten van de Natura2000 beheerplannen wordt het als een met voorrang op te lossen knelpunt vermeld. Deze erfenis uit het verleden blijft echter nog lange tijd naijlen. Al met al is toch een gematigd optimisme mogelijk ten aanzien van de toekomst van deze specifieke Limburgse bossen.

BEKEN EN BRONNEN. De kwaliteit van de beken is door verbetering van de waterkwaliteit beter dan pakweg 20-30 jaar geleden. Voor bronnen geldt dat niet en of er een betere toekomst voor bronnen in het verschiet ligt hangt van veel factoren af (Weeda et al., dit nummer; de Mars et al., dit nummer). Duurzaam herstel vergt aanpak van de landbouw op de plateaus om een betere kwaliteit van het opwellend grondwater te verkrijgen. Ook al gebeurt dat snel, dan nog zullen de effecten soms pas op lange termijn merkbaar zijn. Ter plekke van de bronnen is via inrichting en beheer, zoals het verwijderen van ruigte en het voorkomen van (over)betreding door vee, op korte termijn al winst te halen. Verder zijn beken en bronnen lang niet altijd meer ingebed in passende habitattypen. Bij diverse beken is discussie over de door eroderende processen sterke insnijding in het landschap en de als gevolg daarvan versterkte verdroging van de omgeving. Anderzijds is er de dreiging van zomerinundaties in de beekdalen als gevolg van extreme neerslag ten gevolge van klimaatverandering.

Het landschap als geheel

Juist in het kleinschalige Zuid-Limburg is vooral de kwaliteit van het landschap als geheel van groot belang en doet de bespreking van de afzonderlijke beheertypen geen recht aan dit geheel. We noemden al de essentiële verbindende rol van de vele lijnvormige elementen. De holle wegen, graften en brede bermen zijn er nog wel, maar door te grote invloed van meststoffen en veranderd beheer (klepelen in plaats van maaien dan wel begrazen) is hun betekenis voor flora en fauna sterk afgenomen. Veel fleur en kleur is daarmee verdwenen. Het landschap is op veel plaatsen een leeg landschap geworden. Wellicht de allerbelangrijkste opgave voor de toekomst van de natuur in Zuid-Limburg is herstel van de kwaliteit van de landschapselementen, bermen, holle wegen enz. Het zal veel inzet vragen dit gedaan te krijgen. Het besef dat daar niet alleen de natuur mee is gediend, maar ook bijvoorbeeld het toerisme in de regio, maakt het belang van dat herstel nog groter.



Foto 5. Middenbosbeheer in het Oombos (foto: Olaf Op den Kamp).

Perspectief voor de Limburgse natuur

Er is in dit themanummer veel aandacht geschonken aan de achteruitgang van de Limburgse natuur maar evenzo zijn mogelijkheden voor herstel benoemd. Bij herstel van een intensief bosbeheer zijn mooie eerste resultaten behaald (den Ouden et al., dit nummer) en dat geldt evenzo bij de omvorming van cultuurgrasland naar schraalland nabij Bemelen (Weijters et al., dit nummer). Wie tegenwoordig 's zomers een wandeling over de St. Pietersberg maakt zal weer volop kunnen genieten van bloemrijke en vlinderrijke graslanden. Voor een werkelijk herstel in grotere delen van Zuid-Limburg is echter forse inzet nodig. Als slot van deze bijdrage is getracht de belangrijkste opgaven voor de toekomst te presenteren.

Veel van de zo bijzondere natuur in Zuid-Limburg is onderdeel van het Natura2000 netwerk, hetgeen de internationale waarde goed illustreert. In de (concept-)beheerplannen voor deze natuurgebieden is kwaliteitsverbetering en/of uitbreiding van het areaal van de internationaal belangrijke habitats en soorten steeds aan de orde. Vrijwel steeds zullen de mogelijkheden daartoe vooral ook buiten de bestaande natuurgebieden moeten worden gevonden. We noemden al de noodzaak tot kwaliteitsverbetering van het water in bronnen, waarvoor reductie van het inzigen van meststoffen op de plateaus nodig zal zijn. Een ander voorbeeld is de afstroom van voedingsstoffen naar de bovenranden van natuurgebieden op de hellingen. Wij hopen en verwachten dat Natura2000 verplichtingen een belangrijke motor voor herstel zullen zijn.

Natura2000 gaat, zeker in de grensgebieden ook over internationale samenwerking. Meerdere Zuid-Limburgse Natura2000 gebieden grenzen immers aan vergelijkbare gebieden in België. De samenwerking met België, zoals in de beekdalen van de Jeker of de Noor (Dewyspelaere & Palmans, dit nummer), kan echter beter dan nu het geval is. Samenwerking is van groot belang, zeker als we de natuur in wat groter verband zien dan

alleen dat kleine stukje Zuid-Limburg. Meer samenwerking bij beleid, beheer en onderzoek zou tot aanmerkelijke versterking van de grensoverschrijdende natuurgebieden kunnen leiden. Een andere essentiële opgave is het terugdringen van de stikstofdepositie. Een werkelijk herstel van veel typen grasland zal alleen mogelijk zijn als de stikstofdepositie wordt teruggedrongen tot beneden de kritische waarden. Bovendien zullen bij vermindering van de stikstofdepositie de huidige kosten van het beheer omlaag kunnen.

Een heel belangrijk punt is de versnippering van het landschap. De natuurgebieden zijn klein, de kwaliteit van verbindende elementen wordt snel slechter, zowel door ontoereikend beheer als door vermessing. Gradiënten van hogere en drogere gronden naar de beek, met een afwisseling aan bos- dan wel graslandtypen, zijn er feitelijk niet.

Wellicht is echter de allerlastigste opgave het herstel van de kleur en fleur in het Limburgse landschap. Niemand heeft meer het Limburg van Heimans van begin vorige eeuw op het netvlies, maar anders ligt dat voor de natuur van enkele decennia geleden. We moeten met spijt constateren dat zelfs in een relatief korte periode van 20-30 jaar veel plantensoorten en bijvoorbeeld ook dagvlinders uit bermen, graften en holle wegen zijn verdwenen. Zelfs ogenschijnlijk gewone plantensoorten, zoals Wilde marjolein (*Origanum vulgare*) of Gewoon knooppkruid (*Centaurea jacea*), zijn veelal teruggedrongen tot de natuurgebieden. Ook Slanke en Gulden sleutelbloem (*Primula elatior* en *P. veris*) kom je niet meer vanzelfsprekend tegen tijdens een wandeling. Recreanten komen massaal wandelen en fietsen in het Limburgse landschap, VVV's prijzen dat landschap aan, maar geleidelijkaan wordt het een steeds leger en stiller landschap. Er zijn veel zorgen uit te spreken over de Limburgse natuur; er zijn echter ook nog vele kansen. Herstel van dat ooit zo bloemrijke landschap vormt de belangrijkste opgave voor Zuid-Limburg voor de komende decennia.



Bos met Daslook (*Allium ursinum*) en Bosanemoon (*Anemone nemorosa*) nabij Elsloo (foto: Olaf Op den Kamp).

Summary

Perspectives for nature in South-Limburg

The papers in this issue give a broad overview of the threats and the perspectives for nature in the (calcareous) hills in the South of Limburg and near Belgium. The biodiversity decreased strongly the last century. However, the last decades we can also observe some recovery, mainly due to an intensified nature management as well as more knowledge about the relevant processes that influence for example the woodlands, the chalk grasslands or the wet grasslands. Relevant issues for the coming decades are the improvement of the quality of the seepage water in springs. The nitrogen load in this water is too high, due to intensive farming on the plateaus. Also needed is a strong decrease of the nitrogen deposition. Improvement of the cooperation between the governments on both sides of the border needs also attention. However, the most important issue for the next decades is the recovery of the quality of the landscape. Even common plant species or butterflies have disappeared from the roadsides, the hedges or from other elements in the landscape. The former function of these elements in connecting the reserves has been gone and also the attractiveness of the landscape has strongly diminished. There is still a lot of work to do.

De themaredactie

B.F. van Tooren
Vereniging Natuurmonumenten
Postbus 9955
1243 ZS 's-Graveland
b.vantooren@natuurmonumenten.nl

O.P.J.H. Op den Kamp
Natuurhistorisch Genootschap Limburg
Godsweerderstraat 2
6041 GH Roermond
o.opdenkamp@nhgl.nl

M. Lejeune
Communicatie en Ecologie
Andreas Vesaliuslaan 8
B-3500 Hasselt
m.lejeune@telenet.be

A.H. Ovaa
Stichting het Limburgs Landschap
Postbus 4301
5944 ZG Arcen
a.ovaa@limburgs-landschap.nl

H.L. Schimmel-ten Kate
Lekkumerweg 87
9081 AK Lekkum
redactie@delevendenatuur.nl

Literatuur

- Bobbink, R., E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs, 2011.** Onderzoek naar herstel en (her)ontwikkeling van zinkvegetaties. OBN-rapport nr. 2011/OBN146-HE. Bosschap.
- Bus, S., G. van Dijk, F. Smolders & N. Straathof, 2015.** De Kathager Beemden geohydrologisch onder de loep. Natuurhistorisch Maandblad 104 (2): 30-35.
- Wallis de Vries, M., 2010.** Uitdagingen voor het beheer van lijnvormige elementen in het Heuvelland. Natuurhistorisch Maandblad 99 (1): 6-11.
- Weeda, E.J., 2007.** De Kathager Beemden: een grasland vol moeras- en boslandplanten, met het *Crepido-Juncetum acutiflori* als spil. Stratiotes 33/34: 35-57.
- Willems, J.H., 1982.** *Parnassia palustris* L. in Zuid-Limburg. Gorteria 11: 99-106.
- Willers, B., P. Hommel & J.H.J. Schaminée, 2012.** Veranderingen in de zonering van bosgemeenschappen in het Savelsbos. Natuurhistorisch Maandblad 101 (2): 24-31.

Toename Hazelmuis in het Vijlenerbos

De Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) heeft in 2014 een bijzonder goed jaar gehad in het Vijlenerbos. Al sinds 1992 tellen enthousiaste vrijwilligers in samenwerking met de Zoogdierenvereniging jaarlijks de nesten van dit kleine oranjebruine muisje. Het leeft in struwelen aan bosranden en in heggen en hagen. In 2014 zijn in het Vijlenerbos, ten oosten van de Geul, 415 nesten gevonden. De soort is in heel Europa erg zeldzaam; komt in Nederland alleen in het uiterste zuiden voor en dreigde daar in de jaren '90 te verdwijnen.

De toename van Hazelmuis in het Vijlenerbos is voor een belangrijk deel het gevolg van maatregelen van Staatsbosbeheer en stichting Instandhouding Kleine Landschapselementen in Limburg (IKL). Hazelmuisen houden een winterslaap en om de winter te overleven, moeten ze wel 'vet' genoeg zijn. Dat kan alleen als er voldoende voedsel aanwezig is in de vorm van bramen, noten en andere zaden. Dennis van Os, projectleider van Staatsbosbeheer, in het Limburgs Dagblad van 29 augustus j.l.: "In 1997 zijn we begonnen met de aanleg van bosranden door

bomen te rooien en de struiken meer ruimte te geven. Daardoor hebben de Hazelmuisen beter te eten en hebben ze weer een grotere habitat. In 2008 zijn we begonnen met grootschaligere ingrepen. Het aanleggen van verbindingzones bijvoorbeeld." De warme zomer van 2014 heeft de populatiegroei in de hand gewerkt. Op cijfers voor nesten in 2015 moeten we nog even wachten, de telling van nesten gebeurt tussen 15 september en 30 november. Ten westen van de Geul, in het Onderste en Bovenste bos, blijft de populatiegroei ver achter bij die van het Vijlenerbos. Plannen om de geïsoleerde bossen in dat gebied weer met elkaar te verbinden zijn in de maak. Dan kan ook daar de Hazelmuispopulatie flink gaan toenemen.

Zitschuilbanken in het Savelsbos

Het Savelsbos nabij Maastricht kreeg deze zomer drie bijzondere 'zit-schuilbanken'. "Wandelaars kunnen er zitten en uitrusten en met enig geduld en geluk getuige zijn van enkele beschermde diersoorten die hier volgens Staatsbosbeheer zouden verblijven," aldus het Limburgs Dagblad van 3 september. Boswachter Carla Hanssen in haar blog van augustus: "Op de bank zitten is een beleving maar in de bank is de beleving wellicht nog groter." De voorzijde bestaat uit een stapelmuur met zitgelegenheid. In de kieren tussen de opgestapelde natuur-

stenen kunnen diverse soorten amfibieën zich verschuilen, bijv. de zeldzame Geelbuikvuurpad (*Bombina variegata*) en Vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*). De steenhopen achter de muur zijn afgedekt met doek met daarover grond. Daar vinden amfibieën grotere openingen en wat meer rust. Een gedeelte met ruw rechtopstaand eikenhout biedt kevers en andere insecten een mogelijke broedstroof, onder meer ook Vliegend hert (*Lucanus cervus*). Het ontwerp is het resultaat van een samenwerking tussen Dennis van Os van Staatsbosbeheer en Ben Crombaghs van Natuurbalans.

Wilde kat terug in Noord-Brabant

Op de Strabrechtse heide is deze zomer een Wilde kat (*Felis silvestris*) vastgelegd op een wildcamera. Vrijwilliger Peter van Stiphout ontdekte dit: "Ik was ontzettend verbaasd de Wilde kat nu al in Brabant tegen te komen. Ze hebben een groot territorium. Maar ik had niet durven dromen dat hij Brabant nu al zou weten te bereiken." De Wilde kat is zijn comeback een paar jaar geleden begonnen in Zuid-Limburg in het Vijlenerbos (ca. 100 km hier vandaan) en in daaraan grenzende bossen in België en Duitsland. Boswach-

ter Janneke de Groot: "Het is mooi dat groter roofwild de Strabrechtse heide tegenwoordig kan bereiken door de nieuwe natuurlijke verbindingzones en natuurbruggen."

Soorten van heidevennen keerden terug

Boswachter Jap Smits heeft samen met zijn Staatsbosbeheer vrijwilliger André de Koning in een heideven op de Strabrechtse heide een tweede vindplaats ontdekt van de uiterst zeldzame Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*). "Bij het Beuven hadden we nog een enkele – allerlaatste – vindplaats op de Strabrechtse heide. Wij zijn zeer verheugd dat de opschoning van het ven en van de nabij gelegen Witte Loop – door Waterschap De Dommel – dit resultaat heeft opgeleverd. Waterlobelia zal hier zijn teruggekeerd omdat de zaden na 26 jaar opnieuw de kans hebben gezien te ontkiemen."

In Noord-Limburg, de Rouwkuilen bij Ysselsteyn / Venray, zijn na de opknappbeurt van een heideven Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*), Gewone dophei (*Erica tetralix*), Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*) en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) teruggekeerd. Vooral Kleine zonnedauw en Struikheide (*Calluna vulgaris*) zijn plaatselijk zelfs massaal opgekomen. In 2012 is rondom het ven bos verwijderd en vervolgens zijn delen van de oevers geplagd. Staatsbosbeheer gaat hier dit najaar of begin 2016 nogmaals aan de slag. Wellicht keren dan hier ook Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) en Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*) terug.



Zitschuilbank

(foto: Staatsbosbeheer)



Oevervegetatie in Rouwkuilen

(foto: Staatsbosbeheer)

Stichting het Limburgs Landschap

Geiten als grazers in mergelgroeven

In de laatste decennia is door dagbouwwinning in Zuid-Limburg een aantal open mergelgroeven ontstaan. Deze zijn gebruikt voor de productie van grondstoffen voor cement of kalkmeststof.

Inmiddels zijn ze grotendeels uit de productie en hebben een natuurbestemming gekregen. Vooral openheid, dynamisch karakter en wisselende klimatologische omstandigheden bepalen er voor een belangrijk deel de floristische en faunistische rijkdom.

Denk daarbij aan bijzondere soorten als Vroedmeester- en Geelbuikvuurpad, Oehoe, Zuidelijke oeverlibel, Staartblauwtje en varensoorten.

Zonder beheer groeien groeven in korte tijd dicht en verdwijnen de bijzondere natuurwaarden. Om dat te voorkomen zijn in 2012 in de Curfsgroeve nabij Berg Nederlandse landgeiten ingezet

(47 exemplaren op een oppervlakte van 25 ha gedurende de winter en 30 gedurende het zomerhalfjaar). Deze lijken bij uitstek geschikt om houtige gewassen in toom te houden. Over begrazingsbeheer in groeven en in het bijzonder met geiten is echter zo goed als niets bekend.

In de eerste helft van 2014 heeft Martine Lemmens als stagiair onderzoek gedaan naar schilgedrag van geiten in de Curfsgroeve. In proef-



Nederlandse landgeiten, beheerders van de Curfsgroeve. (foto: Henk Heijligers)

vlakken zijn alle bomen en struiken onderzocht op schilsporen, waarbij duidelijk werd dat effecten uit de winter 2012/13 en 2013/14 apart te onderscheiden waren.

Het bleek dat globaal de helft van de bomen was geschild, waarvan weer de helft al was afgestorven. Vooral Es, Zwarte els, esdoorns, Hazelaar, Rode kornoelje en Wilde lijsterbes werden door de geiten aangepakt. De omvang van de stammetjes, de nutriëntensamenstelling van de bast en het gemak waarmee dit afgeknaagd kan worden spelen een belangrijke rol bij het al dan niet schillen.

De strengheid van de winter heeft tevens invloed. In de eerste [streng] winter werd drie keer zoveel geschild als in de matig strenge winter die volgde. De geiten vervullen inmiddels een belangrijke rol in de Curfsgroeve. Voor beheersing van met name Acacia's blijven echter aanvullende (mechanische) beheermaatregelen nodig.

Henk Heijligers, medewerker voorlichting

Literatuur

Lemmens, M.M.H.J., 2014. Schil/graasgedrag van geiten in de Curfsgroeve. Wageningen Universiteit, Wageningen.

Het Groninger Landschap

Ijsvogels reageren positief op storm

Op 28 oktober 2013 raasde er een zware storm over Nederland. Op dat moment zaten de loofbomen nog volop in blad en in de bossen waren de gevolgen van de storm goed zichtbaar. Veel afgewaaid takken en complete bomen die omwaaiden. De storm had een negatief effect op de lanen en houtsingels, maar pakte ook positief uit. Veel bomen zijn met kluit en al omgewaaid en doordat een deel van de kluiten nog in de grond zit, groeien de bomen door wat zorgt voor grote variatie en structuur in het bos.

De omgewaaide wortelkluiten blijken een grote aantrekkingskracht te hebben op Ijsvogels. Ijsvogels worden normaal gesproken vooral geassocieerd met een stromende beek waar ze hun nest uitgraven in een steile oever. Daar waar dat niet voor handen is wordt naar alternatieven gezocht, bijvoorbeeld in een wortelkluit of steile slootkant. In 2015 is in de provincie Groningen onderzoek gedaan naar verschillende soorten broedlocaties. Van de 29 nesten die zijn gevonden bleken er 24 in kluiten van omgevallen bomen te zijn uitgraven en slechts 5 in een steil talud. Een aantal nesten is gevonden



Wortelkluit met twee nestingen van ijsvogel midden in perceel naaldbos (foto: Het Groninger Landschap).

in omgewaaide bomen waarvan de kluit grensde aan watergangen. Water onder de nestingang blijkt voor de Ijsvogel echter geen vereiste te zijn. Het merendeel (19) van de nesten zat in kluiten van bomen die midden in het bos lagen, tot wel 2-300 meter van het water. Het broedsucces was hoog. Veel paren hebben 2-3 keer gebroed en het aantal uitgevlogen jongen was ook goed met 5-7 per broedsel.

In de loop van 2015 ontstond de vraag: hebben de Ijsvogels een alternatief als de wortelkluiten er niet zijn? Om deze vraag te beant-

woorden zijn verschillende territoria uitgekamd op alternatieve broedmogelijkheden. In het merendeel van de territoria bleken er geen alternatieven te zijn. Veel Ijsvogels hadden dus niet kunnen broeden als de storm van 2013 niet had plaatsgevonden. Het lijkt erop dat naast de strenge winters vooral de aanwezigheid van nestgelegenheid bepalend is voor de omvang van de ijsvogel populatie in Groningen.

René Oosterhuis, Rayonbeheerder, Het Groninger Landschap



Natagora op de Sint-Pietersberg en in het Heuvelland

Natagora is actief in twee grensgebieden met Zuid-Limburg: de Sint-Pietersberg en het Heuvelland. De natuurreservaten van Natagora in de valleien van de Gulp en de Geul dateren pas van het begin van de jaren 2000 en hebben dus een relatief korte geschiedenis achter de rug. Dit is heel anders op de Sint-Pietersberg, waar het natuurreservaat al bestaat sinds het einde van de jaren 1970. In de twee regio's is er in de loop van de tijd logischerwijze een samenwerking gegroeid tussen de Waalse organisatie en de partners aan de andere kant van de grens. Op de Sint-Pietersberg is een nauw samenwerkingsnetwerk ontstaan met de JNM (Jeugdbond voor Natuurstudie en Natuurbescherming) en Natuurpunt, vooral in het kader van beheer- en studiedagen en -kampen. In het Heuvelland is Natuurmonumenten een belangrijke trekker geweest die het proces in gang heeft gezet om natuurreser-

vaten langs de Geul te maken. Tegenwoordig zijn er zo'n 20 ha beschermde zinkgraslanden, soortenrijke weilanden en beboste hellingen die de meanders van de Geul volgen en zich verderzetten in Nederland.

In het kader van het LIFE project Hélianthème (= Zonneroosje) werd het ambitieuze idee vormgegeven om zowat 150 hectare droog grasland binnen een tijdsspanne van 5 jaar te herstellen. Dat was een hele uitdaging! Vijf jaar om het struikgewas op te



ruimen, te ontbossen, te maaien op plekken die vroeger open waren. Vijf jaar om plaatsen periodiek te beheren door er schapen op te laten grazen. Vijf jaar ook om het publiek te sensibiliseren voor dit fascinerende universum van het droge grasland. LIFE Hélianthème maakte het (bijna) allemaal waar!

Het nieuwe LIFE project 'Pays mosan' voegt een nieuwe dynamiek toe aan de bestaande grensoverschrijdende samenwerkingsverbanden in de twee gebieden. Hier wordt gewerkt aan een globale visie die gericht is op een gemeenschappelijk doel: het behoud en herstel van de habitats, die zelf natuurlijk geen grenzen kennen.

Natuurpunt

De Vlaamse vrijwilligersvereniging Natuurpunt staat in voor het beheer van het Plateau van Caestert en de Tiendeberg, onderdeel van de Sint-Pietersberg op de grens van Vlaanderen, Wallonië en Nederland. De regio is bekend om zijn pittoreske dorpjes, heuvels en kastelen, maar ook om zijn uitzonderlijke natuur. Om dit kwetsbare gebied nieuwe kansen te geven, startten zes gemeenten en zeven verenigingen in 2002 het Europese Interreg-project "Sint-Pietersberg, tussen Jeker en Maas". Resultaat: een vijfsterrenwandelgebied waar iedereen van kan komen genieten.



Mergellandschaap (foto: Wim Dirckx).

Het Plateau van Caestert bestaat uit waardevolle bossen en kalkhellingen vol vlinanders. Onder deze bossen en graslanden bevinden zich unieke mergelgroeven die een ideale overwinterplaats vormen voor een tiental soorten vleermuizen. Het vruchtbare leemplateau bovenop de berg kreeg een landbouwbestemming, maar de hellingen waren te steil voor akkerbouw. Die leverden gerief- en brandhout. Op de open plekken mochten schapen grazen. Zo ontstond hier een unieke mozaïek van open kalkgraslanden en lichtdoorlatende bossen. Ook vandaag nog onderhouden grazende schapen mee het landschap.

Ook de Tiendeberg is een uniek natuurgebied. Je vindt er planten en dieren die nergens anders in de regio voorkomen. Enerzijds is de typische bodemgesteldheid hiervoor verantwoordelijk, anderzijds heeft ook hier de eeuwenlange begrazing door schaapskuddes de graslanden hun unieke karakter gegeven. Je treft hier speciale planten aan, zoals Bergsteentijm, Geel zonneroosje, Kalkboterbloem, Maanvaren en Bergnachtorchis, en zuiderse dieren die gebonden zijn aan deze graslanden. Toen het natuurgebied Tiendeberg werd opgericht in 1988 waren grote delen van de oude graslanden dichtgegroeid met bomen

en struiken. Een intensief herstelbeheer drong zich op. Samen met de Jeugdbond voor Natuur en Milieu (JNM) en de gemeente Riemst stak Natuurpunt onwaarschijnlijk veel energie in het gebied. Grazende schapen en geiten maken het herstelde landschap nog schilderachtiger voor wandelaars.

Meer info en wandelingen:

<http://www.natuurpunt.be/natuurgebied/sint-pietersberg-plateau-van-caestert-en-tiendeberg>

Hendrik Moeremans

ONDER DE AANDACHT

GENOOTSCHAPSDAG 2016

Op zaterdag 13 februari 2016 vindt de 19e Genootschapsdag plaats. Deze gratis toegankelijke bijeenkomst is de ontmoetingsdag voor Limburgse natuurliefhebbers. Naast een uitgebreid lezingenprogramma is er ook weer een informatie- en boekenmarkt. Hier kunt u zowel nieuwe als gebruikte natuurboeken aanschaffen. Ook zijn de verschillende terreinbeheerders aanwezig zodat u contacten kunt leggen om te monitoren en uw bijzondere vondsten kunt melden.

Op het programma staan onder meer presentaties door de verschillende studiegroepen, een lezing over de Boomkikker en over macrofauna in Limburgse bronnen, de overige lezingen worden op onze website (www.nhgl.nl) en in de komende maandbladen aangekondigd.

Het programma start om 10.00 uur (zaal open om 9.30 uur) en duurt tot 16.30 uur. Tussen 12.00 en 13.30 uur kan de boeken- en informatiemarkt bezocht worden. Ook tussen 14.30 en 15.00 uur is er een korte pauze.

De Genootschapsdag vindt plaats in het Bisschoppelijk College Broekhin, Bob Bouwmanstraat 30-32 te Roermond.

Verdere informatie kunt u verkrijgen via het kantoor van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Godsweerderstraat 2, 6041 GH Roermond, tel. 0475 - 38 64 70 of via e-mail.

Boomkikker (foto: Olaf Op den Kamp).



BINNENWERK BUITENWERK

● **ZONDAG 6 DECEMBER** organiseert Jos Hoogveld (opgave verplicht via Jos.Hoogveld@wpm.nl) voor de **Kring Venlo** een fiets-excursie naar de Krickenbecker Seen (D). Vertrek om 9.00 uur vanaf de parkeerplaats van Infocentrum Groote Heide te Venlo.

● **MAANDAG 7 DECEMBER** verzorgen Thijs Belgers en Didier Lemmens voor de **Kring Heerlen** een lezing over 'Lezing vissen in de Roer en in de Geul'. Aanvang 20.00 uur in 't Sjaater Hoes, Schaesbergerstraat 27 te Kerkrade.

● **DONDERDAG 10 DECEMBER** verzorgt Bram Houben voor de **Kring Maastricht** en de **Zoogdierenstudiegroep** een lezing over het wel en wee van de

Wolf. Aanvang 20.00 uur in het Natuurhistorisch Museum, de Bosquetplein 6 te Maastricht.

● **ZONDAG 13 DECEMBER** leidt Bert Op den Camp voor de **Plantenstudiegroep** een winterwandeling rondom Munsterbilzen (B). Vertrek om 10.00 uur vanaf de achterzijde van station Maastricht.

● **ZONDAG 13 DECEMBER** is er een werkdag groeiplaats Hengel vrijstellen, georganiseerd door de **Werkgroep de Driestruik**. Aanvang 9.00 uur vanaf de zinken poort van natuurgebied de Driestruik langs de Keulsebaan, vanuit Roermond komende is dit de eerste onverharde weg na de gevangenis rechts. Contact: Wouter Jansen (tel. 0475 - 32 67 98).

● **MAANDAG 14 DECEMBER** is er in Maastricht een werkavond van de **Molluskenstudiegroep Limburg**. Aanvang 20.00 uur. Opgave verplicht (tel. 045 -405 36 02, biostekel@gmail.com).

● **DONDERDAG 17 DECEMBER** verzorgt Reinier Akkermans voor de **Kring Roermond** een lezing over lieveheersbeestjes. Aanvang 20.00 uur in het Groenhuis, Godsweerderstraat 2 te Roermond.

● **DONDERDAG 17 DECEMBER** verzorgt de **Kring Venlo** een variërende avond met bijdragen door de leden over Oost-Duitsland, natuurgebieden in Midden-Limburg en de Hardanger Vida. Aanvang 19:30 uur. De locatie verneemt u via Jos.Hoogveld@wpm.nl.

● **VRIJDAG 18 DECEMBER** houdt Eddy Weeda voor de **Plantenstudiegroep** een lezing met als onderwerp 'Bronnen van de floristiek, van kruidboek tot verspreidingsatlas'. Aanvang 20.00 uur in het Natuurhistorisch Museum te Maastricht.

● **ZONDAG 27 DECEMBER** organiseert de **Kring Venlo** een excursie van Jos Hoogveld (opgave verplicht via Jos.Hoogveld@wpm.nl) naar Maasgebied Well-Bergen/Reindersmeer. Vertrek om 13:30 uur vanaf de Hertog Reinoudsingel 116 te Venlo.

Boekbespreking

Ecologische Atlas van Paddenstoelen in Drenthe. E. Arnolds, R. Chrispijn & R. Enzlin. 2015. Uitg. Stichting Paddestoelen Werkgroep Drenthe (drenthe@paddestoelenkartering.nl). 1736 pag., verdeeld over drie boeken. Deel 1. Inleiding. ISBN/EAN: 978-90-813029-5-1. Deel 2. Graslanden, moerassen, heiden en cultuurland. ISBN/EAN: 978-90-813029-3-7. Deel 3. Loof- en naaldbossen. ISBN/EAN: 978-90-813029-5-1. Prijs: € 105,00 per set (België € 120,00). Te verkrijgen door over te maken op bankrekening NL65INGB0006745491 van Stichting Paddestoelen Werkgroep Drenthe te Beilen met vermelding van het bezorgadres! De boeken worden dan zo spoedig mogelijk toegezonden.

In het voorjaar van 2015 is de Ecologische Atlas van Paddenstoelen in Drenthe gepresenteerd. Ruim 10 jaar lang is gewerkt aan het onderzoeken van de 2844 km² die deze provincie beslaat. Daarbij zijn nadrukkelijk ook de gebieden bezocht die voor natuurliefhebbers op het eerste gezicht minder aantrekkelijk zijn, zoals grootschalige landbouwgebieden in de veenkoloniën. Het is bewonderenswaardig en onvoorstelbaar wat een inzet en discipline deze atlas gevergd moet hebben. Alle habitats waar paddenstoelen te vinden zijn, zijn onderzocht, waaronder dus ook tal van gebieden waar anders niet gauw gekeken zou worden, zoals bemeste graslanden, rommelbosjes en schelpenpaden. Deze laatste zijn vanwege de invloed van de kalk van de aangevoerde schelpen zo bijzonder dat er een heel hoofdstuk aan is gewijd. Typisch een voorbeeld van kleinschalige, in biologisch opzicht verrijkende menselijke invloed. In deel drie komen alle bostypen aan bod. Dit deel is opgedragen aan het majestueuze, geheimzinnige sparrenbos. De betekenis van de Drentse naaldbossen wordt onderstreept doordat er niet minder dan 324 soorten gebonden zijn aan dit bostype. Helaas zijn



veel van deze soorten bedreigd vanwege 'omvorming' van naaldbos in andere biotopen. Merkwaardig toch, een dreiging die uitgaat van het handelen van natuurbeheerders. Het voornaamste onderdeel van de Atlas zijn de verspreidingskaarten met een beschrijving van elke soort, het onderscheid van aanverwante soorten en de ecologische voorkeur in Drenthe en in Nederland (die niet altijd hetzelfde is) en soms ook in het buitenland. Een illustratie waarom deze Atlas het niveau van een lokale lijst verre overstijgt, is de behandeling van het lastige geslacht *Alnicola* (Zompzwam, een groep van kleine bruine paddenstoelen). Van de 21 soorten die in Nederland zijn gezien, worden er in de Atlas 14 besproken, bijna steeds met een afbeelding. Zo worden heel wat relatief onbekende en zelden afgebeelde soorten paddenstoelen gepresenteerd. In de inleiding wordt de methode uitgebreid beschreven, inclusief de moeilijkheden die zich bij zo'n jarenlang durend project voordoen. Het is dus duidelijk. Iedere liefhebber van paddenstoelenecologie en -verspreiding kan niet buiten de Ecologische Atlas van Paddenstoelen in Drenthe. Van harte aanbevolen!

Peter-Jan Keizer

Signalement

Oude bossen, houtwallen en struiken in het hoogste Zuid-Limburg; Heden en verleden van de inheemse bomen en struiken in Zuid-Limburg rondom Slenaken, Vijlen en Vaals. Bert Maes, Freek van Westreenen & Robin Kraaij. 2015. Uitgever: Pictures Publishers. ISBN: 978-90-73187-90-0. 320 pag. Prijs: € 19,95. Te verkrijgen in de boekhandel of VVV of via de uitgever http://www.picturespublishers.nl/index.php?main_page=product_info&cPath=3&products_id=68



Het boek behandelt de inheemse flora van de gemeenten Vaals en Gulpen-Wittem. In dit deel van Zuid-Limburg bevinden zich nog relictten van oude hagen en bossen, met name eikenbossen. Bos-

randen van de rijkere bossen op mergelbodems blijken refugia van o.a. zeldzame wilde rozensoorten. Aan de hand van kaartjes zijn bijzondere plekken te bezoeken. Dit boek is een vervolg op het 'Rapport Limburg; Inventarisatie autochtone bomen en struiken in de terreinen van Staatsbosbeheer' (B. Maes & R. van Loon, Utrecht, Berg en Dal, 2013). In opdracht van ARK Natuurontwikkeling, inmiddels ook eigenaar van enkele terreinen, en Staatsbosbeheer is het tot dan toe nog niet onderzochte gebied tussen Margraten en Vaals door Bert Maes geïnventariseerd. Freek van Westreenen, ecooloog en geschiedkenner bij Staatsbosbeheer, heeft dit aangevuld met informatie over de ondergrond en de geschiedenis van de bossen. Bioloog en insectenspecialist Robin Kraaij heeft bijdragen geleverd omtrent de fauna die in deze bossen is te vinden.

In één van de volgende nummers:

- Vleermuizen en windmolens
- Rozenkransje • Hazelmuis • Eilandstaarten •
- Verdroogde vennen • Argusvlinder •
- Markermeer • Recreanten en grazers



www.delevendenatuur.nl

NATUURHISTORISCH GENOOTSCHAP IN LIMBURG

DAGELIJKS BESTUUR

Harry Tolkamp (voorzitter), Rob Geraeds (vice-voorzitter), Alfred Paarlberg (penningmeester) & Michiel Merx (secretaris).

ALGEMEEN BESTUUR

Wouter Jansen, Nicole Reneerkens, Raymond Pahlplatz, Marian Baars, Stef Keulen, Pieter Puts, Victor van Schaik, Jan-Joost Bakhuizen, Katrien de Vos-Reesink & Johannes Regelink.

KANTOOR

Olaf Op den Kamp, Jeanne Cuypers, Martine Lemmens & Roel Steverink.

ADRES Godsweerderstraat 2, 6041 GH Roermond,

tel. 0475 - 38 64 70 (kantoor@nhgl.nl).

www.nhgl.nl.

LIDMAATSCHAP

€ 35,00 per jaar. Leden t/m 23 jaar € 17,50; bedrijven, verenigingen, instellingen e.d. € 105,00. Okjen Weinreich (ledenadministratie@nhgl.nl). IBAN: NL73RABO0159023742, BIC: RABONL2U.

BESTELLINGEN/PUBLICATIEBUREAU

Publicaties zijn te bestellen bij het publicatie-bureau, Marja Lenders (publicatiebureau@nhgl.nl).

Losse nummers € 4,-; leden € 3,50 (incl. porto), thema-nummers € 7,-.

IBAN: NL31INGB0000429851, BIC: INGBNL2A.

NATUURHISTORISCH M A A N D B L A D

REDACTIE Olaf Op den Kamp (hoofdredacteur), Henk Heijligers, Jan Hermans, Martine Lejeune, Ton Lenders, Gerard Majoor, Arjan Ovaa & Guido Verschoor (redactie@nhgl.nl).

RICHTLIJNEN VOOR KOPIJ-INZENDING

Diegenen die kopij willen inzenden, dienen zich te houden aan de richtlijnen voor kopij-inzending. Deze kunnen worden aangevraagd bij de redactie of zijn te bekijken op www.nhgl.nl.

COPYRIGHT Auteursrecht voorbehouden. Overname slechts toegestaan na voorafgaande schriftelijke toestemming van de redactie.

ISSN 0028-1107

provincie limburg

gesubsidieerd door de Provincie Limburg



Dit dubbeldikke themanummer **Heuvellandschap** is een gezamenlijke uitgave van NATUURHISTORISCH MAANDBLAD en *De Levende Natuur*.

Themaredactie heuvellandschap

Dr. B.F. van Tooren
O.P.J.H. Op den Kamp
Drs. M. Lejeune
Drs. A.H. Ovaa
Drs. H.L. Schimmel-ten Kate

Vormgeving

Jan A. Veenman, Sint-Michielsgestel

Foto omslag

De Bemelerberg (foto: Henk Heijligers)

Druk Ten Brink, Meppel

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



opgericht in maart 1896
ISSN 0024-1520

Doelstelling van 'De Levende Natuur'

Het informeren over ontwikkelingen in onderzoek, beheer en beleid op het gebied van natuurbehoud en natuurbeheer, die van belang zijn voor Nederland en België.

De artikelen zijn vooral gebaseerd op eigen ecologisch onderzoek, ervaring of waarneming van de auteurs.

Tarieven (6 nummers per jaar)

€ 50,- per jaar voor instellingen en bedrijven
€ 29,50 per jaar voor particulieren
€ 9,90 per jaar voor studenten en promovendi
€ 10,- proefabonnement (3 nummers)
€ 15,- themanummer

Genoemde prijzen gelden voor abonnees in Nederland en België die betalen via incasso of een factuur ontvangen via e-mail. Voor abonnementen buiten Nederland en België en voor abonnees die een papieren factuur willen ontvangen gelden andere tarieven.

Een jaargang loopt van januari tot en met december. Abonnementen worden automatisch verlengd, tenzij u vóór 1 december van het lopende kalenderjaar het abonnement schriftelijk opzegt.

Abonnementenadministratie

Kadeneterkamp 44, NL-8014 CA Zwolle
e-mail: administratie@delevendenatuur.nl
Abonnement is te verkrijgen via <http://www.delevendenatuur.nl/abonnementen.php>.
Losse nummers zijn te verkrijgen via <http://www.delevendenatuur.nl/nabestellen.php>.

Overname van artikelen

na overleg met de redactie

Zie www.delevendenatuur.nl voor:

Richtlijnen voor auteurs

Advertenties

e-mail: advertenties@delevendenatuur.nl

Website

e-mail: webmaster@delevendenatuur.nl

Bestuur

Dr. Anton M.M. van Haperen, voorzitter
Ing. Sietske Rintjema, secretaris
Ir. Poppe Kloen, penningmeester
Ir. Lidia Gerrits, Advertenties/Fondsen
Ir. Melchior J. van Tweel, administratie
Rutger M. Zeijpveld MSC, webmaster

Hoofdredacteur

Dr. Bart F. van Tooren

Redactie

Dr. Maaikje C.C. de Graaf
Drs. Jos C.E.W. Hooijmeijer
Ir. Rik (H.R.) Nijland
Drs. Piet J. van der Reest
Dr. Han (J.) Runhaar
Drs. Piet C. Schipper
Dr. Jan Van Uytvanck
Dr. Philippine Vergeer
Ing. Albert Vliegthart

Eindredactie + inzenden artikelen

Drs. Isa (H.L.) Schimmel-ten Kate
Lekkumerweg 87, 9081 AK Lekkum
tel.: 058 - 267 39 46
e-mail: redactie@delevendenatuur.nl

Papier



Biofolie

De sealing is composteerbaar en kan dus in de groencontainer