

Analyse van het gevoerde beheer

In 2009 is onderzocht welke van de beschikbare modellen het beste past bij het waargenomen populatie verloop (Veluwe breed) van de laatste 10 jaar. De beschikbare modellen zijn eenvoudige modellen met leeftijdsstructuur en tijdstappen van één jaar. Eén van deze modellen is identiek aan het model van (Bieber & Ruf 2005) en betreft een matrix model (zonder dichtheidsafhankelijkheid) met drie sets demografische parameters voor verschillende voedselsituaties (weinig, gemiddeld, veel mast). In het vervolg wordt dit model aangeduid als DO. De afwezigheid van dichtheidsafhankelijke mechanismen betekent dat dit model enkel exponentiële groei of afname vertoont. Een ander model maakt de relatie met voedselaanbod dichtheidsafhankelijk, door de drie sets van demografische parameters te koppelen aan per-capita voedselaanbod, als in (Baveco & Groot-Bruinderink 1997). We duiden dit model aan met DA.

Daarnaast hebben we twee vergelijkbare modellen zónder leeftijdsstructuur geformuleerd, met als doel beter te begrijpen wat nu de typische dynamiek van een dergelijk systeem is, met en zonder dichtheidsafhankelijkheid (DA en DO), bij een sterk fluctuerend voedselaanbod en (grote) onzekerheid in getelde aantallen.

Welk model het beste?

- De tellingen zijn hoogst waarschijnlijk een onderschatting van de aantallen. Alleen wanneer we ervan uitgaan van dat niet meer dan 50 tot 70% van de dieren geteld worden, produceren de modellen voor de *hele* tijdreeks aantallen groter dan nul.
- Modellen met dichtheidsafhankelijkheid passen niet beter op de tijdreeks (tellingen, afschot, verkeersslachtoffers) dan modellen zonder dichtheidsafhankelijke terugkoppeling. Dit is een indicatie dat dichtheidsafhankelijkheid (via reproductie) de afgelopen jaren geen rol heeft gespeeld in de dynamiek. De populatie is door afschot weliswaar niet op de doelstand gebracht, maar waarschijnlijk wel op een niveau gehouden waarop reproductie niet door (per capita) voedselaanbod beperkt wordt.

Eenvoudige modellen inclusief onzekerheid tellingen

Belangrijkste conclusies uit de analyse van eenvoudige modellen met (DA) en zonder (DO) dichtheidsafhankelijke terugkoppeling zijn (Fig. 11 t/m 14):

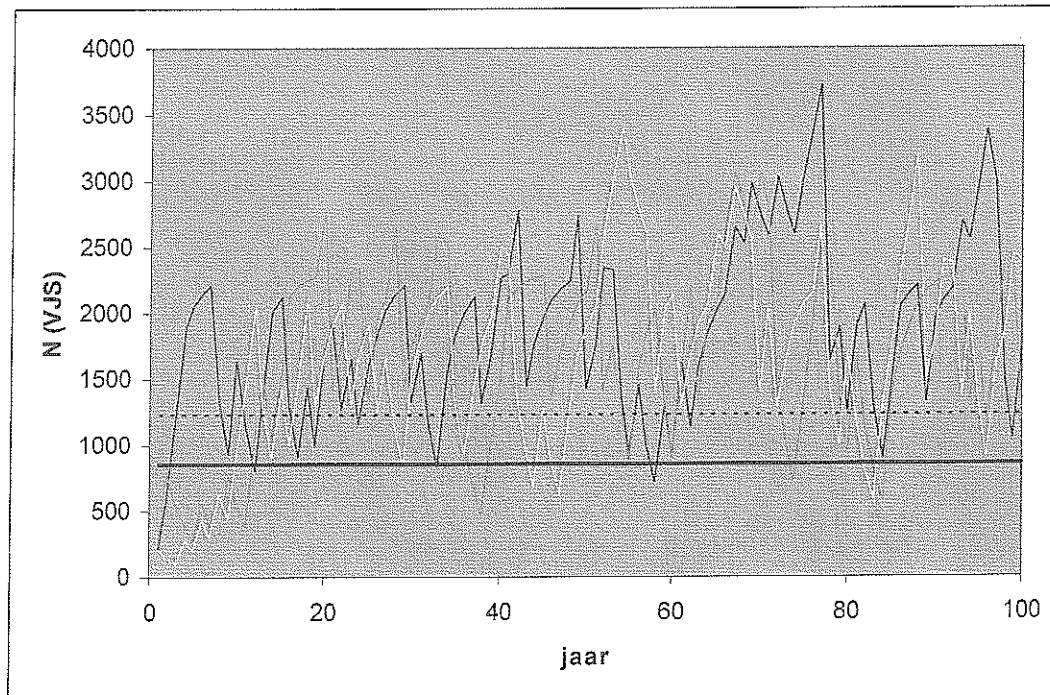
- Het fixeren van de populatie op een niveau waarop geen sprake is van natuurlijke (dichtheidsafhankelijke) regulatie mechanismen, lijkt onmogelijk. Imperfecte voorspellingen van de komende voorjaarsstand zijn hier de belangrijkste oorzaak voor. Naarmate de onderschatting van zomerstand in de tellingen sterker is, neemt de stand waar de populatie naar toe groeit toe. Corrigeren voor gemiddelde efficiëntie van de tellingen is geen optie door de hoge uitsterfkansen die het gevolg zijn.
- De populatie groeit dus altijd uit de range van lage dichtheid, naar een omvang waarop – waarschijnlijk – dichtheidsafhankelijke processen een rol gaan spelen. De details van het terugkoppelingsmechanisme (de vorm van de functie die de afhankelijkheid van reproductie met dichtheid beschrijft) bepalen deels de aard

van de dynamiek. Het cyclische patroon dat hoort bij een sterk discrete drempelwaarde in reproductie, wordt echter gemaskeerd door de geprononceerde dynamiek in voedselaanbod (mast).

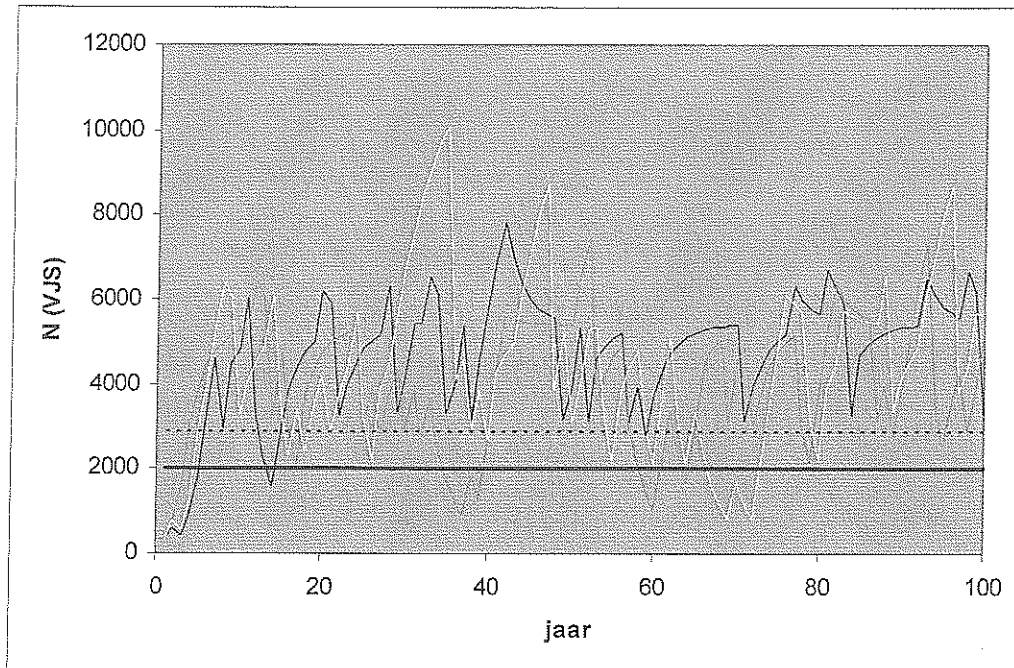
- Voor een relatief lage doelstand (als voorbeeld 860) zijn de voorspelde verschillen in dynamiek tussen de twee typen modellen (DO en DA) beperkt, met wat lagere maxima voor het DA model. Voor een hogere doelstand (als voorbeeld 2000) zijn de verschillen echter gigantisch, met maxima tot 10000 in het DO model en tot 3500 in het DA model. Het DO model lijkt minder realistisch; dat verhoging van de doelstand tot dergelijke grote aantallen gaat leiden is dus niet aannemelijk. Meer inzicht in het niveau waarop dichtheidsafhankelijke processen gaan optreden is echter noodzakelijk om het gevolg van hogere doelstanden op de resulterende aantallen in te schatten.

- Inzicht in de vorm van de dichtheidsafhankelijkheid (of beter nog inzicht in het mechanisme ervan) is essentieel: bij een sterk discrete drempelwaarde in de dichtheidsafhankelijke variabele, wordt populatie dynamiek niet alleen aangedreven door fluctuaties in voedsel (de "pulsed resources"), maar is er ook sprake van intrinsieke fluctuaties die bij een constant voedselaanbod tot een cyclisch aantalsverloop zouden leiden.

De analyses van Vossestein lijken in zoverre relevant dat deze simpele modellen laten zien dat we bij het huidige beheer, met lage doelstanden, effectief de controle over het aantal kwijt kunnen raken. De door Vossestein veronderstelde terugkoppeling tussen jachtdruk en aanwas (per individu) – hogere jachtdruk betekent meer aanwas – zou tot gevolg hebben dat deze situatie eerder voorkomt. Omdat wij, i.t.t. Vossestein, veronderstellen dat bij toenemend aantal het dichtheidsafhankelijke model beter bij de werkelijkheid past omdat natuurlijke regulerende processen gaan meespelen, beoordelen we deze 'out of control' situatie anders, en niet zozeer als een 'zwijnenbom'.

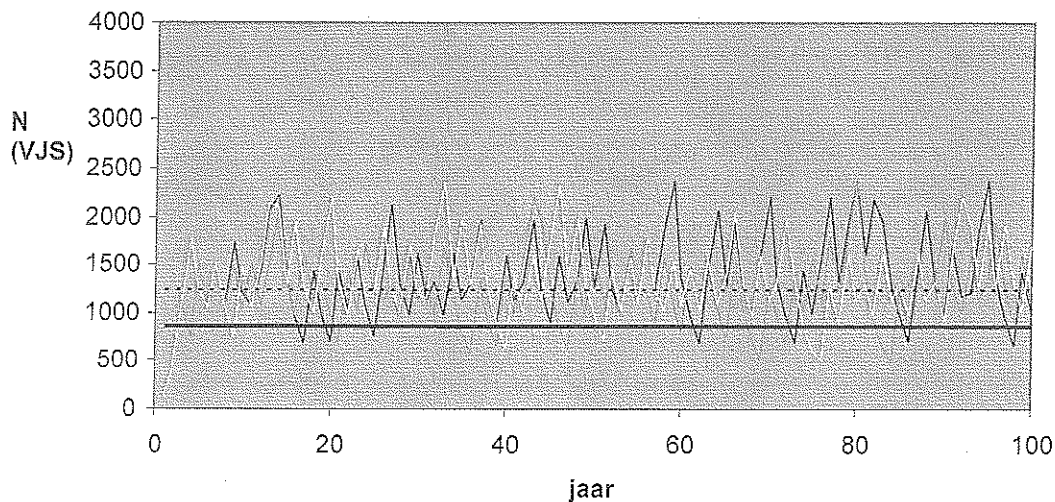


Figuur 11. Model DO. Drie simulaties van populatie dynamiek bij een dynamisch voedselaanbod in een model zonder dichtheidsafhankelijkheid. Kans op arm jaar = 0.25; kans op gemiddeld jaar = 0.5; kans op rijk jaar = 0.25; efficiëntie van de tellingen = 0.7. Aanwas per individu in arm jaar = 0, in gemiddeld jaar = 2, in rijk mast jaar = 3; mortaliteit = 0.3 (0.1 natuurlijke sterfte, 0.2 verkeerssterfte). N (VJS): voorjaarsstand. Zwarte doorgetrokken lijn: gestelde doelstand 860; stippellijn: effectieve (eigenlijke) doelstand

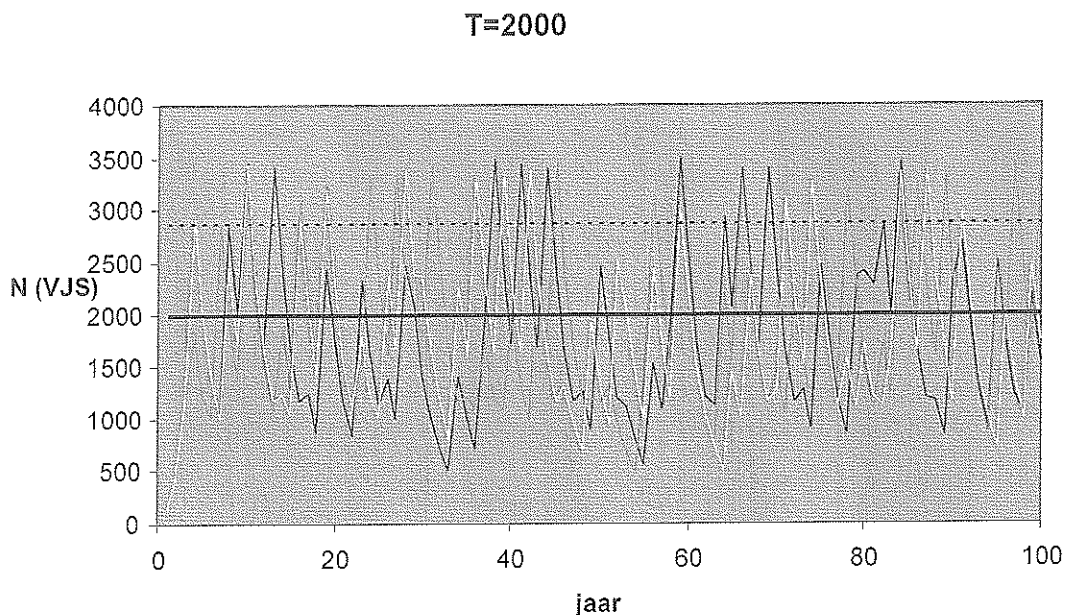


Figuur 12. Model DO. Doelstand 2000.

T=860



Figuur 13. Model DA. T=860, sterk discrete drempel in dichtheidsafhankelijkheid. Drie projecties van populatie dynamiek bij voedselaanbod in drie klassen met een verschillende kans van optreden ($0.5 \cdot \text{mediaan voedselaanbod}$, $p=0.25$; mediaan , $p=0.5$; $2 \cdot \text{mediaan}$, $p=0.25$). Drempel bij 1035 individuen bij mediaan voedselaanbod.



Figuur 14. Model DA. T=2000.

Wat zeggen deze modellen over perspectieven gedifferentieerd beheer?

De modellen bieden inzicht in de aard van de dynamiek en de effecten van beheer op de dynamiek. Het kenmerk van de tot op heden toegepaste modellen is dat zij niet-ruimtelijk zijn en gebaseerd op een jaarlijkse tijdstap. Het eerste kenmerk betekent dat ze betrekking hebben op een goed 'gemengde' populatie, zonder ruimtelijke structuur. Het tweede kenmerk betekent dat bijvoorbeeld het toestandverloop van individuele kenmerken (zoals gewicht of omvang van reserves) door het jaar heen niet bijgehouden wordt. De analyse heeft betrekking op de Veluwe als geheel. De modellen kunnen echter evengoed per leefgebied toegepast worden, met de voor ieder leefgebied kenmerkende arealen aan eik en beuk opstanden en gras, en verschillende doelstanden (zie de analyse in Groot Bruinderink *et al.* 1999). Zonder deze analyse uit te voeren kunnen al wel in algemene zin enkele gevolgen van het opdelen in kleinere (afgegrensde) ruimtelijke eenheden voor de dynamiek voorspeld worden: door toeval bepaalde fluctuaties zullen een grotere rol spelen in de kleinere populaties (met mogelijke consequenties voor uitsterfkans) en de afhankelijkheid van een specifieke voedselbron kan groter zijn door eenzijdige samenstelling van de arealen (minder 'spreiding van risico'). Dit betekent dat de dynamiek per leefgebied gezien potentieel groter is dan voor de Veluwe gemiddeld.

Voorgesteld modelonderzoek

Een aantal populatiedynamische modellen zijn toegepast op de Veluwe situatie (zie bijvoorbeeld tekstkader 2). Dit zijn eenvoudige modellen met leeftijdstructuur en tijdstappen van één jaar; modellen met en zonder een dichtheidsafhankelijke terugkoppeling tussen voedselbeschikbaarheid en reproductie. Eén model is identiek aan het model van Bieber & Ruf (2005). Dit betreft een matrix model (zonder dichtheidsafhankelijkheid) met drie sets demografische parameters voor verschillende voedselsituaties (weinig, gemiddeld, veel mast). De afwezigheid van dichtheidsafhankelijke mechanismen betekent dat dit model enkel exponentiële groei of afname vertoont. Een tweede model is identiek aan het (Bieber & Ruf 2005) model. Het voegt er echter dichtheidsafhankelijkheid aan toe (Baveco & Groot-Bruinderink 1997). Met dit laatste model kan voorspeld worden hoe gedifferentieerd beheer uitpakt in termen van verwachte aantallen, in plaats van verwachte groeisnelheden. De voorspellingen hebben echter een beperkte waarde.

Aspect 1.

De manier waarop dichtheidsafhankelijke terugkoppeling – bepalend voor het dynamische gedrag – is ingebouwd, is eenvoudig en onderbouwd door één studie (Groot Bruinderink & Hazebroek 1995).

Aspect 2

Er wordt bovendien uitgegaan van ofwel één Veluwe populatie ofwel een aantal afgegrensde leefgebieden zonder enige uitwisseling, terwijl in het gedifferentieerd beheer weliswaar een aantal aspecten per leefgebied geregeld worden maar er ook uitwisseling tussen leefgebieden mogelijk is. Het bestaand modelinstrumentarium is daarmee niet toereikend.

In het onderzoekvoorstel worden de twee aspecten aangepakt in een combinatie van veld- en modelstudies. De twee aspecten zijn ook te formuleren als de vragen:

- hoe & wanneer werkt het natuurlijke dichtheidsafhankelijke regulatie mechanisme? Dit is een cruciale aanname in het model met natuurlijke regulatie. De onderbouwing is beperkt tot een schatting van een drempelwaarde in per capita aanwezig voedsel in de winter, waaronder geen aanwas meer werd waargenomen. Onderbouwing is nodig evenals inzicht in het mechanisme.
- In hoeverre is het streven naar een integraal door wilde zwijnen benutbare Veluwe strijdig met gedifferentieerd beheer? Leiden lokale verschillen in de hoeveelheid voedsel, gecombineerd met dichtheidsverschillen, tot migratie vanuit gebieden met schaarste en dus een anders dan gewenst patroon van dichtheden?

Voorgesteld wordt op deze aspecten modelonderzoek vanaf de start van het project in directe samenhang met veldonderzoek uit te voeren. Hiermee wordt voorkomen dat gegevens worden verzameld die uiteindelijk niet gebruikt kunnen worden om dynamiek en ruimte gebruik te voorspellen, of dat modellen worden ontwikkeld waarvan het gedrag bepaald blijkt te worden door verbanden waarover geen

empirische gegevens en onderbouwing beschikbaar blijken. Hieronder wordt dit verder uitgewerkt, per deel aspect.

Dichtheidsafhankelijke regulatie

De lichaamsconditie van de dieren vormt de schakel tussen voedselaanbod, reproductie en sterfte. We modeleren daarom de dagelijkse groei en toename van de reserves in afhankelijkheid van het dagelijkse voedselaanbod. Het type model dat hierbij hoort is een individu gebaseerd energiebudget model. Voorgesteld wordt in grote lijnen een benadering te hanteren als die van Roos *et al.* (2009) voor de Konicks in de Oostvaardersplassen.

We testen aannames over intra- en interspecifieke concurrentie. De uitputting van voedselbronnen in de loop van de winter wordt eenvoudig, niet-ruimtelijk gemodelleerd.

Het model beschrijft het verloop van conditie (lengte, gewicht) gedurende de winter, van individuen in de verschillende jaarklassen, bij een specifieke omvang van voedselbronnen en van de populatie. De conditie bepaalt de omvang van de worpen, maar ook het moment van geslachtsrijp worden en daarmee de fractie van overlopers (subadulten) die meedoen met de reproductie. De conditie bepaalt de sterftkans van de individuen, vooral van de (pasgeboren) biggen. Deze relaties worden zoveel mogelijk gekwantificeerd met de gegevens die in het project worden verzameld, liefst over meerdere leefgebieden en meerdere jaren.

Met dit deelmodel is het mogelijk om, per deelgebied of voor de hele Veluwe, in de zomer, met gebruikmaking van een inschatting van de aankomende mast en het verwachte aantal verkeersslachtoffers, een vooruitblik te maken naar de conditie van de dieren in de loop van de winter, per sexe en leeftijdsklasse, en de daaruit volgende omvang van de aanwas en mogelijke sterfte door voedseltekort. Naast de doelstand kunnen daarmee ook aspecten van dierenwelzijn in de overwegingen voor het bepalen van afschotquota betrokken worden.

Voorgesteld wordt om dit model geschikt te maken voor direct gebruik door de beheerder. De veronderstelling is dat een dergelijk model als hulpmiddel tot betere prognoses over sterfte en reproductie leidt, waardoor minder verrassingen (zie: "Winter genadig voor dieren in Oostvaardersplassen", Trouw, 11-3-2009) optreden. Het verschil tussen de modelprognose en de realiteit worden in het lerende beheer gebruikt om het model te verbeteren.

Ruimtelijk voedselaanbod, dagelijks migratie

We brengen de verspreiding in kaart van eik, beuk en gras en kwantificeren de mastopbrengsten in kansverdelingen. Met een uitputtings- of depletiemodel beschrijven we, met een tijdstap van een dag, hoe door consumptie het voedselaanbod, per locatie, afneemt. Iedere dag kiezen de individuen, op grond van foerageerregels een foerageerlocatie en verplaatsen zich. In deze regels spelen een rol:

- de ruimtelijke verspreiding van het voedselaanbod, en
- de mogelijke benutting van dit voedsel door de wilde zwijnen.

Het model is in opzet vergelijkbaar met model van Nolet *et al.* (2009) voor overwinterende ganzen op landelijke schaal. Door foerageren neemt de lokale hoeveelheid voedsel af en kan er uiteindelijk sprake zijn van totale uitputting van het voedsel. Dit deelmodel voorspelt dus het voedsel- en ruimtegebruik en de bijbehorende verplaatsingen in de loop van het jaar (of halve jaar), bij verschillende scenario's voor de verbindingen voor de zwijnen tussen leefgebieden.

Het model beschrijft de lokale exploitatie van voedselbronnen (wat wordt waar gegeten) door het winter halfjaar, bij een specifieke omvang van de populatie en van de voedselbronnen. Hieruit wordt het ruimtegebruik afgeleid. Bovendien levert dit een schatting op van het moment waarop uitputting van het voedsel optreedt, of kritische drempels voor bijvoorbeeld wel of geen netto aanwas worden overschreden. Veldwerk – vooral het volgen van gezenderde dieren – levert de benodigde informatie voor het ontwikkelen en toetsen van het model. Bij voorkeur data uit meerdere leefgebieden met verschillende doelstanden, en over meerdere jaren. Noodzakelijk is dat in die gebieden het voedselaanbod en de ruimtelijke verdeling ervan goed vastgesteld (kunnen) worden. Data met betrekking tot de conditie van de dieren (zie deelmodel dichtheidsafhankelijke regulatie) in deze gebieden zijn nodig om te kunnen toetsen of voorspelde tekorten ook werkelijk optreden. Tekorten in de 'natuurlijke' voedselbronnen leiden tot druk op alternatieve voedselbronnen, zoals tuinen, sportvelden, wegbermen, etc.; voorspellingen hieromtrent kunnen ook getoetst worden aan de experimentele data.

Geïntegreerd model

Het toekomstig maatwerk beheer kan optimaal worden ondersteund na samenvoeging van de twee deelmodellen tot één ruimtelijk populatiedynamisch model. De opties bij het vormgeven betreffen de hoogte van de doelstanden per leefgebied en mogelijk ook de mate van verbondenheid die gerealiseerd wordt tussen de leefgebieden. Of dit laatste relevant is, en we dus verwachten dat maatwerk beheer gaat leiden tot verplaatsingen, is een uitkomst van het onderzoek.

Bijlage 2 Landbouwschade, verkeersveiligheid, overige overlast

Landbouwschade

De keuze van wilde zwijnen voor bepaalde landbouwgewassen hangt samen met de beschikbaarheid en kwaliteit. De beschikbaarheid wordt bepaald door het bouwplan. Overlast door wilde zwijnen hangt samen met de ruimtelijke configuratie van de agrarische bedrijven in het landschap. Wilde hoefdieren verblijven als regel overdag in bos- en natuurgebied en treden 's nachts uit om te foerageren op landbouwgronden. Heerst er veel rust op die landbouwgronden dan kan er ook overdag worden gefoerageerd. Schade door wilde zwijnen komt vooral door het wroeten waarmee dierlijk voedsel, ingezaaide korrels, pootgoed of kuilvoer worden bemachtigd. De omvang van de overlast heeft niet alleen te maken met de verspreiding en de aantallen wilde zwijnen, maar ook met de gewastypen, de voorkeur voor een bepaald gewas, de schadegevoeligheid van het gewastype, de nabijheid van dekking, de beschikbaarheid van alternatief voedsel zoals mast en de weersomstandigheden in de lente en de zomer (Groot Bruinderink 1975; Groot Bruinderink *et al.* 2007). Ook kan de leeftijdsstructuur van de populatie een rol spelen: hoe jonger, hoe groter de groepen en de behoefte aan hoogwaardig voedsel. Gegevens over gewasvoorkeur, in situaties waar wilde zwijnen in een cafetariaproef konden kiezen uit gewassen, zijn niet beschikbaar. Een overzicht van de schadefenologie is daarom indicatief (Tabel 2).

Tabel 2. Seizoensaspecten van schade aan gewassen door wilde zwijnen

gewas	maanden
winter- en zomergraan	10 - 8
aardappelen	5 - 9
suiker- en voederbieten; knolgroen; winterpeen	3 - 10
maïs	4 - 10
gras(zaad)	1 - 12
vollegrondsgroenten	1 - 8
kuilvoer	1 - 12

Bronnen: Groot Bruinderink 1975; Zwart-Roodzant & Stokkers 1999; Groot Bruinderink & Lammertsma 2001; Oord 2002

Hoewel de meeste landbouwenclaves op de Veluwe zijn uitgerasterd zijn wilde zwijnen in staat om gaten in het raster te vinden of te maken. De schade betreft voornamelijk schade aan gewassen op verspreid liggende landbouwpercelen binnen de Veluwe dan wel aan landbouwgewassen grenzend aan de Veluwe. Dit type schade wordt gemeld bij en afgehandeld door het Faunafonds. Uitgekeerde schadebedragen op de Veluwe over 10 jaar (Tabel 3) wijzen uit dat er sprake is van lage bedragen per jaar.

Tabel 3. Structurele (≥ 3 keer voorgekomen) overlast door wilde zwijnen in Gelderland in de periode 1995 – 2005. Gemiddelde oppervlakte (ha) en door Faunafonds(voorheen Jachtfonds) uitgekeerd bedrag (€) per gewas per jaar. -: niet structureel; G; jaargemiddelde over alle gewassen, structureel en niet structureel; R:

idem voor range. Aardappel: consumptie- en fabrieksaardappelen. Graan: winter- en zomergraan. Bieten: suikerbieten. Bewerkt naar gegevens van het Faunafonds te Dordrecht

Gewas/ diersoort	aard- appel	gras	maïs	graan	suiker- bieten	appels peren	fruit- bomen	G	R
Gelderland									
Gem. opp. (ha)	4,1	8	19,5	-	-	-	-	30,2	2,2 -65
Gem. bedrag (€)	967	2209	3908	-	-	-	-	6092	1090 - 13266
Gem. €/ha	236	276	265					202	-

Preventie en mitigatie

Aantallen hoefdieren

Vanwege het ontbreken van een duidelijke relatie met de dichtheid heeft bestandsreductie in relatie tot het optreden van schade en/of overlast pas zin wanneer die resulteert in minimale dichtheden (Putman & Kjellander 2002; Geisser & Reyer 2004). Binnen een landschapsmozaïek van natuur en cultuur kan als leidraad gelden de aantallen af te stemmen op het natuurlijke voedselaanbod in het areaal bos en natuur binnen het leefgebied (Groot Bruinderink & Lammertsma 1998). Opmerkelijk is dat in Duitsland de oppervlakte van het door wilde hoefdieren bezochte landbouwareaal voor 50% meetelt bij de bepaling van het voedselaanbod (Ueckermann in Petrak 2005).

Daar waar zwijnen op de Veluwe infiltreren in omrasterde landbouwenclaves kunnen deze vrij makkelijk door afschot worden verwijderd. Bij enclaves groter dan 1.000 ha, zoals het gebied ten westen van het wilde zwijnen raster Ede – Otterlo, blijkt het moeilijker een 0-stand te handhaven. Afschot van wilde zwijnen in 0-stand gebieden buiten het CVN blijkt tot op heden effectief om vestiging van permanente populaties te voorkomen. Een verhoogde realisatie van het totale afschot in direct aan de bebouwde kom grenzend gebied of langs wegen kan de dichtheid en druk op de bebouwde kom mogelijk verminderen.

Populatiestructuur

Er is een relatie tussen de structuur (geslacht- en leeftijdsstructuur) van een populatie wilde zwijnen en het risico van landbouwschade. Zoals hierboven aangegeven geldt voor wilde zwijnen: hoe jonger de populatie des te groter de groepen en des te kleiner het activiteitsgebied. Grote geconcentreerde schade kan het gevolg zijn. In Duitsland moet daarom het afschot voor 70-80% uit biggen bestaan. Die mogen dan ook het gehele jaar door bejaagd worden. Zeker 10% moet uit volwassen zeugen bestaan.

Habitatmanipulatie

Een manier om het risico van schade te verkleinen is door habitatmanipulatie. Er bestaan diverse vormen van habitatmanipulatie:

- bevorderen van de aanwezigheid van kwalitatief goed natuurlijk voedsel als alternatief, zo ver mogelijk van schadegevoelige objecten. In Nederland geldt een verbod op bijvoeren. Afleidend voeren in bos vermindert de schade niet doordat dit vaak ineffectief is op het moment dat gewassen oogstbaar zijn (Geisser & Reyer 2004). Daarnaast kan het leiden tot een hogere reproductie;
- aanbieden van geschikte dekking voor wilde hoefdieren op zo groot mogelijke afstand van het areaal landbouwgrond dient hetzelfde doel;
- afrasteren van arealen om schade te voorkomen. Rasteren is kostbaar en staat haaks op de ontsnippering van natuur. Een tijdelijk elektrisch raster kan deels schade verminderen. Reidy *et al.* (2008) constateerden dat geen enkel elektrisch raster zwijnen voor 100% weert. 2-3 draden zijn effectiever dan enkeldraads, en reduceren de schade met 50% ten opzichte van enkeldraads raster. Het aanbrengen van elektrisch raster leidde tot een schade reductie van 64% ten opzichte van niet rasteren van graan;
- het zoneren van de recreatie en zo nodig instellen van rustgebieden. Dit wordt in Duitsland gezien als een laatste hulpmiddel nadat al het andere is geprobeerd. Het gevaar van loslopende honden wordt daarbij als regel schromelijk overdreven. Het gaat om jagende of struinende honden en die zijn er niet zoveel. Zo nu en dan opgejaagd worden (bijvoorbeeld door wolven) heeft er trouwens altijd bij gehoord.
- Aanpassing van bermen is mogelijk door de aanleg van een semi-open bestrating en het verwijderen van eik en beuk waardoor bermen minder aantrekkelijk worden als foerageergebied.

Afweermiddelen

Uit de literatuur kan een opsomming worden afgeleid van preventieve en mitigerende maatregelen om schade door wilde hoefdieren te voorkomen (preventie) en verminderen (mitigatie). Algemeen geldt dat wilde hoefdieren aan de meeste afweermiddelen binnen 14 dagen zijn gewend. De kracht van de afweer zit hem dan ook in het onverwachte karakter door een afwisseling van middelen. Gangbare middelen zijn o.a.: geurgordijn, vlaggen, flitslampen, knalapparaten, aanbieden alternatief voedsel, rasters, afschot, elektronische geluidsgolven, geur- en smaakstoffen (Groot Bruinderink 1975; Petrak 1996; 2005; Zwart-Roodzant & Stokkers 1999; Oord 2002; Groot Bruinderink *et al.* 2007). Combinatie van deze middelen met afschot van individuen uit een rotte kan daarbij mogelijk een negatieve associatie met objecten teweegbrengen. Andreassen *et al.* (2005) deden onderzoek naar het effect van geurgordijnen (Duftzaun) op het aantal aanrijdingen van elanden met treinen. Dit middel bleek een gemiddelde reductie van 85% van het aantal aanrijdingen teweeg te brengen op behandelde stukken van 500m lengte ten opzichte van onbehandelde stukken. De hoge variatie in het gemeten effect maakten

een eenduidige conclusie over de effectiviteit van dit middel niet mogelijk. Dit laatste bleek overigens uit een desk study van Groot Bruinderink (2008).

Voorlichting

Voorlichting aan particulieren en recreatiebedrijven is van belang. De betreffende eigenaar of grondgebruiker dient zelf legale maatregelen te nemen om gevrijwaard te blijven van schade en of overlast door grofwild. Om zwijnen te weren bij recreatiebedrijven en tuinen volstaat alleen de aanleg van een deugdelijk raster. Overlast binnen de bebouwde kom bestaat veelal uit wroetschade die kan worden voorkomen door habitatmodificatie. Het omgooien van vuilnisbakken kan worden voorkomen door deze dusdanig neer te zetten dat ze niet om te gooien zijn of door de deksel te beveiligen. Voorlichting zou daarnaast (onterechte) gevoelens van onveiligheid kunnen wegnemen. In eerste instantie is dit een taak voor gemeentes maar mogelijk kan dit Veluwebreed worden opgepakt. Afschot is alleen een optie als dit binnen het afschotseizoen en binnen de vrijgegeven categorieën kan plaats vinden en voor zover het geen bebouwde kom betreft. Bij overlast in bebouwde kommen is de Gemeente de instantie die in overleg met de bewoners tot een gedragen oplossing van problematiek dient te komen. Indien toch afschot noodzakelijk is wordt in samenwerking met de belanghebbenden dit afgesproken binnen een Plan van Aanpak (concept FB-plan 2009-2014).

Conclusies

Overlast

- schade heeft een geografisch en tijdelijk karakter
- de totale uitgekeerde en gemelde schade wordt niet nauwkeurig geregistreerd mbt particulieren, bedrijven en autoschade
- individuele bedrijven of particulieren kunnen zwaar worden getroffen
- de meeste meldingen van overlast komen voort uit een inadequate afrastering waardoor wilde zwijnen eenvoudig schade kunnen aanrichten
- schade door wilde zwijnen is het grootst bij grasland (weilanden, bermen, gazons, voetbalvelden).

Preventie

- een absolute preventie bestaat uit compleet afschot of een deugdelijk raster
- lage dichtheden zijn in preventief opzicht van belang
- een evenwichtige populatiestructuur is in preventief opzicht van belang
- habitatmanipulatie is soms bruikbaar als schadepreventie
- om gewenning aan afweermiddelen te voorkomen bestaat een goede preventie uit een onvoorspelbare combinatie van uiteenlopende middelen.
- voorlichting aan particulieren en (recreatie)bedrijven is van belang om schade te verminderen en onveiligheidsgevoelens weg te nemen

- het verdient aanbeveling om het meldpunt van de provincie aan te passen waardoor een gedegen analyse van alle schadegegevens (landbouw, verkeer, bedrijven, particulieren) mogelijk wordt.

Verkeersveiligheid

Over de aanrijdingen met wilde zwijnen en daarmee samenhangende factoren wordt elders verslag gedaan (Groot Bruinderink et al. 2009 in voorber.). Op deze plaats zij vermeld dat schade, letsel etc. niet wordt geregistreerd. Ook bestaat er geen zicht op de omvang van het bedrag dat is gemoeid met het herstel van omgewroete en veronkruidde berm en fietspaden door rijk, provincie en gemeenten.

Overlast particulieren

Op basis van data van het meldpunt wildschade van de Provincie Gelderland over 2007-2008 is een analyse gemaakt van de schade. Het meldpunt wildschade is bedoeld voor mensen die schade door wilde zwijnen willen melden en nergens anders terecht kunnen. Veel bewoners en recreatieondernemingen melden hun schade echter niet omdat ze gewend zijn samen te leven met wilde zwijnen (VWV 2008). In totaal werden 87 meldingen gedaan. Het betrof 1 keer edelhert en 86 keer wild zwijn. De gegevens van het meldpunt zijn niet eenduidig opgeslagen waardoor een wetenschappelijke analyse bemoeilijkt wordt. Toch zijn er wel enige hoofdlijnen uit te destilleren. De totale gemelde schade bedraagt over 2 jaar ca. €113.000. Het betreft hierbij een ruwe schatting van de schade. Van veel schade wordt niet gemeld hoe hoog het bedrag is of melders geven totale bedragen op zonder eenduidige opgave van de herstellkosten van bv het omgewroete oppervlak. Liefst 53% van het totale bedrag is afkomstig van 1 recreatiebedrijf dat ondanks schadewerende maatregelen (raster en schrikdraad) herhaalde wroetschade ondervond.

De volgende categorieën schade werden onderscheiden:

Auto:	aanrijding met schade
Geen:	positieve melding/goed gebruik van preventieve maatregelen
Hond:	letselschade door aanvallen van hond
Letsel:	letselschade door struikelen over wroetplekken
Ongenoegen:	gevoelens van onveiligheid, ergernis door omduwen van vuilnisbakken, lawaaioverlast etc.
Overige schade:	schade aan eigendommen door omduwen van vuilnisbakken, bloempotten etc.
Sportveld:	schade aan sportvelden
Wroet:	schade aan grasvelden, tuinplanten, hekwerken
Agrarisch:	schade aan weilanden en akkerbouw

Ruim 50% van de meldingen betreft schade aan tuinen van particulieren door wroeten in gazons of borders (Tabel 4). Aanvullende schade in deze categorie betreft schade aan hagen en hekwerken waar zwijnen zich toegang verschaffen tot een perceel. Een aantal recreatiebedrijven (9% van de meldingen) melden schade

aan kampeerplekken en tuintjes. Agrariërs en andere bewoners van de Veluwe hebben een eigen verantwoordelijkheid als het gaat om het weren van zwijnen. Zij moeten zelf adequate maatregelen nemen om schade te voorkomen. Veruit de meeste meldingen van overlast komen voort uit een inadequate afrastering waardoor wilde zwijnen eenvoudig schade kunnen aanrichten. In enkele gevallen is getracht om middels hekwerken en schrikdraad zwijnen te weren, maar dit was niet altijd succesvol. Eén recreatiebedrijf meldt dat na aanleg van een raster en wildroosters 8 jaar geleden geen schade meer optrad en ervaart de aanwezigheid van wilde zwijnen niet als bezwaar.

Over 2007 en 2008 werden ongeveer even veel meldingen gedaan (resp. 42 en 44; (Tabel 5). In 2007 werd schade gemeld in 18 plaatsen, in 2008 in 10 plaatsen. De meeste meldingen (40%) worden gedaan door de inwoners van Epe. In 2008 verdubbelde hier het aantal meldingen. Veelal betreft het hier meldingen van schade aan tuinen en ongenoegen doordat zwijnen hier binnen de bebouwde kom wroeten en voedsel zoeken in vuilnisbakken. Overige schadecategorieën worden verspreid over de Veluwe sporadisch gemeld.

Tabel 4. Schade per categorie per eigenaar

eigenaar	type schade								
	auto aanrijding	geen	hond	letsel	ongenoegen	ov schade	sportveld	wroet	agrarisch
bedrijf								2	
boer									2
particulier	2	1	2	1	18	4		46	1
recreatiebedrijf		1						8	
sportveld							5		
Totaal	2	2	2	1	18	4	5	56	3

Tabel 5. Aantal meldingen per plaats

	2007	2008	totaal
APELDOORN	5	4	9
BEEKBERGEN	2		2
EDE GLD	3		3
EMST		2	2
EPE	11	24	35
ERMELO	1	2	3
GARDEREN	1		1
HARDERWIJK	1		1
HATTEM	1	3	4
HEERDE	2		2
HOENDERLOO	1	2	3
HOOG SOEREN	1		1
LOENEN	1		1
NUNSPEET	1		1
PUTTEN	1	1	2
UDDEL		1	1
UGCHELEN		3	3
VAASSEN	3		3
VIERHOUTEN	3	2	5
WAPENVELD	3		3
WENUM WIESEL	1		1

Bijlage 3 Biodiversiteit

Wilde zwijnen grazen en wroeten en kunnen daarmee zowel een direct als indirect effect op hun omgeving uitoefenen. Ze consumeren vertegenwoordigers van flora, fauna en paddenstoelen. Ze wroeten in de strooisellaag en de bodem, op zoek naar wortels, wortelstokken en dierlijk voedsel. In mastrijke jaren doen ze dat vooral in grasmatten en wegbermen. In mastarme jaren wordt op de Veluwe in de nawinter bovendien veel gewroet in adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*). Vooral in mastrijke jaren neemt de wroetactiviteit toe (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996). Tijdens het wroeten op zoek naar voedsel, ploegen zwijnen de bodem om, wat leidt tot veranderingen in de wortelzone, de humuslagen inclusief de strooisellaag en het onderliggende bodemprofiel. In het voorafgaande is ingegaan op het dieet van wilde zwijnen. Daarin zitten oorzakelijke verbanden met het wroetgedrag. Op deze plaats wordt volstaan met daarnaar te verwijzen.

Gezien de overwegend (zeer) voedselarme bodem van de Veluwe, verwachten wij dat wilde zwijnen vooral de relatief mineraal- en/of voedselrijke terreindelen frequent zullen bezoeken en dat hier het effect op de biodiversiteit het grootst zal zijn. Voorbeelden zijn oude bossen, oude wegbermen, leemkuilen e.d. Juist deze biotopen vormen een refugium voor karakteristieke Veluwse plantensoorten en vegetatietypen die door natuurlijke successie, kunstmatige (extra) verzuring en stikstofdepositie bedreigd zijn. Voorbeelden hiervan zijn heischrale vegetaties (Natura 2000-habitattype H6230) en oude eikenbossen (H9190).

Deze overwegingen hebben geleid tot een focus in het voorgestelde onderzoek op effecten van zwijnen bij verschillende dichtheden op:

- kenmerken van langdurig ongestoorde ontwikkeling van humusprofiel en bodem, met name in oude bossen (Natura 2000-habitattypen)
- biotopen van karakteristieke vaatplanten en paddenstoelen van oude bossen en heischrale bermen
- karakteristieke kleine fauna

Dit hoofdstuk presenteert eerst een literatuuroverzicht met betrekking tot deze aspecten (5.1 - 5.3). In paragraaf 5.4 en 5.5 wordt ingegaan op de verwachtingen bij uitvoering van maatwerk beheer, belangrijke indicatoren daarvoor en de prognose ten aanzien van deze indicatoren.

Gevolgen van wroeten van zwijnen op bodem en humus

Er wordt vanuit gegaan dat wroeten leidt tot menging van organische stof van het humusprofiel met de minerale bodem waarbij de dichtheid van de minerale bovengrond afneemt. Dit leidt tot een versnelde afbraak van de organische stof (Singer *et al.* 1992, Jezerski & Myrcha 1994) en daarmee een hogere mineralisatie van de belangrijkste nutriënten (N en P) en een hogere beschikbaarheid van tal van

kationen. Daarnaast treedt een verandering op van de vochtuithouding van de bosbodem (Massei *et al.* 2004). Dit heeft effecten op de opstand (verjonging en groei), de ondergroei en soortsaamenstelling en op de (activiteit van de) fauna. Toch zijn deze effecten niet overal en altijd aan te tonen. Dit heeft te maken met het variabele gedrag van de zwijnen en onvoldoende specifieke registratie van de opbouw van de bodem en het humusprofiel (Van Delft *et al.* 2007, Bijlsma *et al.* 2009). De omvang van bovenstaande effecten hangt in hoge mate af van de mate van verstoring, de frequentie, het moedermateriaal, het bodemtype en het opstandstype.

Typen wroetgedrag

Er worden in het algemeen twee (Singer 1995) of drie (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996) typen wroeten onderscheiden. De driedeling komt op de volgende effecten neer:

Oppervlakkige verstoring: hierbij wordt bij het zoeken naar eikels en beukennoten alleen het halfverteerde deel van het uitwendige humusprofiel verstoord;

Matig diepe verstoring: hierbij wordt bij het zoeken naar wortels en insecten het uitwendige humusprofiel gemengd met de minerale bovengrond;

Diepe verstoring: bij het zoeken naar wortels, insecten en voorraadkamers van muizen, wordt de minerale bodem soms dieper dan 50 cm totaal op zijn kop gezet.

Oppervlakkig wroeten

Oppervlakkig wroeten leidt tot enige vermenging van het minerale deel en het organische deel van bodem en humusprofiel. Bij jonge opstanden, met dunne slecht ontwikkelde humusprofielen, vindt een grotere menging plaats van zand met het organisch materiaal in het nauwelijks en half verteerd strooisel, dan bij oudere opstanden met dikke humusprofielen. Bij oude (dikke) humusprofielen blijft de grotendeels amorfe H-laag onberoerd. Het organisch stofgehalte van de halfverteerde humuslaag (F-laag; Van Delft 2007) dat normaal tussen de 70 en 90% ligt, kan dan dalen tot 40 tot 50% (Schulp *et al.* 2008; ongepubliceerde gegevens afkomstig van o.a. Bosccosystemen, ME3 koolstofproject). Deze lichte menging verhoogt de doorluchting en de doorwortelbaarheid (weerstand van bodems voor jonge wortels). Dit effect zal groter zijn naarmate de originele compactheid van de strooisellaag groter is. De mineralisatie, de afbraak van de organische stof en de beschikbaarheid van nutriënten worden in theorie bevorderd, maar dit effect is bij ondiepe verstoring niet significant (Singer *et al.* 1982). Singer *et al.* (1982) vonden bij lichte verstoring ook geen significante verschillen in biomassa van het strooisel.

Matig diep wroeten

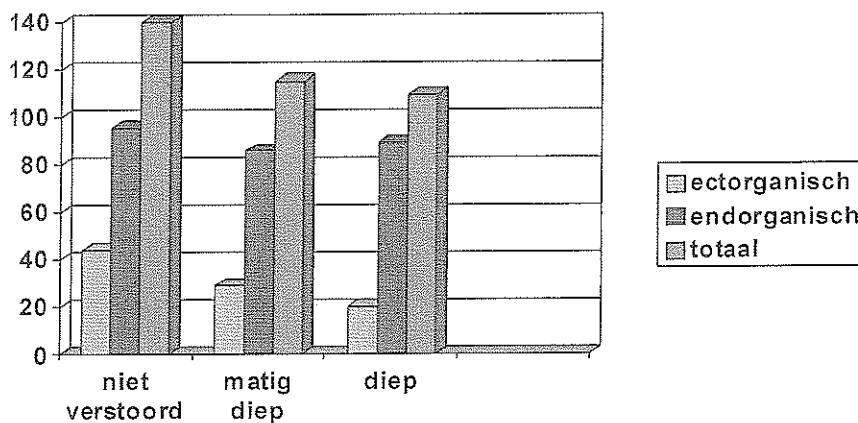
Bij deze vorm van wroeten zijn bovenbeschreven effecten groter. Singer *et al.* (1982) vonden significante verschillen wat betreft de meeste nutriënten en basen tussen wel en niet omgewoelde locaties. Dit zou wijzen op een toename van de mineralisatie van organische stof. Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) vonden geen effect op de pH, organisch stofgehalte en N-gehalte van de bodem bij een voorjaarsdichtheid

van ca. 4 zwijnen/100ha. Uit ander onderzoek blijkt dat er een negatief verband bestaat tussen wroetactiviteit van zwijnen en de abundantie van springstaarten in de strooisellaag. Dit effect werkt weer een verminderde afbraak van het strooisel in de hand (Massei et al. 2004). Bij matig diepe verstoring neemt niet alleen de totale dikte van het humusprofiel af, maar verdwijnt ook de grotendeels amorfe H-laag. Deze laag ontstaat pas na enkele tientallen jaren van humificatie (De Waal 1992, Bijlsma et al. 2009). Eenmaal omgewoeld en zeker bij regelmatig bezoek van de zwijnen zal deze laag afwezig blijven. In het bosreservaat Riemstruiken bij Kootwijk, een oud eikenbos waarin op ongestoorde plaatsen vrijwel overal dikke H-lagen zouden moeten voorkomen, ontbreekt over ongeveer 40% van het oppervlak de H-laag. Voor een deel, meestal niet meer dan 5%, kan dit zijn veroorzaakt door het omvallen van bomen en activiteit van andere fauna. Het lijkt aannemelijk dat dit hoge percentage bij Kootwijk door zwijnen is veroorzaakt. De aanwezigheid van een dikke H-laag in oude bossen op arme zandgronden is van grote betekenis. De H-laag immobiliseert het grootste deel van de N en P en ook de basenvoorraad van de bosbodem en geeft deze nutriënten in tegenstelling tot de F-laag slechts mondjesmaat af. Bovendien verhoogt de H-laag het vochthoudend vermogen van de bosbodem en vormt de bewortelingslaag voor zogenaamde oud-bossoorten. Ook vormt het een belangrijke habitat voor de bodemfauna (Graefe 2004). In jong bos spelen deze effecten niet of nauwelijks. In de literatuur wordt wel gesteld dat door menging van de humuslaag met de minerale bovengrond de vochthuishouding verbetert door verhoging van het humusgehalte van de bovengrond (Singer et al. 1982). In oude bossen, waar de kruidlaag grotendeels wortelt in het humusprofiel, geldt waarschijnlijk het tegendeel.

Diep wroeten

Bij diep wroeten wordt het gehele bodemprofiel op zijn kop gezet. Bij leemarme zanden betekent dit op korte termijn doormenging van de strooisellagen met de minerale bodem waardoor het ectorganisch (uitwendig) humusprofiel vrijwel verdwijnt en het endorganisch deel sterk verstoord wordt. Hierbij verdwijnt een deel van de organische stof- en koolstofvoorraad naar diepere delen in de bodem (Fig. 15). Afhankelijk van de bodemopbouw kan hierbij rijker mineraal bodemmateriaal boven komen of juist uitgeloopte lagen met de bovengrond bijgemengd worden. Daarbij is het onbekend of arme, uitgeloopte humuspodzolen genoeg voedsel leveren om aantrekkelijk te zijn voor de zwijnen. In arme zandgronden kan door verstoring van humusprofielen infiltratie en daarmee uitloging toenemen (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996). Bij diep wroeten kunnen ook plaatselijk bodemhorizonten verstoord worden, wat weer gevolgen kan hebben voor de vochthuishouding van het gehele bodemprofiel. In het bosreservaat Riemstruiken is ongeveer 10% van het bodemoppervlak in de minerale bodem verstoord (Schulp & de Waal, ongepubliceerd). Het is onduidelijk of het hier recente verstoringen door wilde zwijnen betreft. Vlak na diep en waarschijnlijk ook matig diep wroeten wordt de bedekking van de vegetatie sterk gereduceerd en neemt de diversiteit van de flora en de strooiseldikte af. Ook vindt een sterke toename van bloot liggende wortels

plaats (Singer *et al.* 1982). Door de combinatie van het verdwijnen van de vegetatie en het humusprofiel zal waarschijnlijk meer uitloging optreden.



Figuur 15. Verschil in koolstofvoorraad (ton/ha) tussen niet, licht tot matig en diep door zwijnen verstoorde humusprofielen onder Eik in arme humuspodzolgronden in het bosreservaat Riemstruiken (bron: ME3 project).

Frequentie van wroeten

Dichtheden van wilde zwijnen kunnen per gebied en tussen de jaren sterk variëren (Melis *et al.* 2006; Jedrzejewska *et al.* 1994). In zijn algemeenheid mag worden aangenomen dat de "intermediate disturbance hypothesis" van toepassing is die stelt dat zowel een langdurig zeer lage als een zeer hoge intensiteit van verstoringen (wroeten) ongunstig uitwerkt op de biodiversiteit (o.a. Grime 2001). Bij hoge dichtheden kan dat bij wilde zwijnen inderdaad het geval zijn (Hone 2002; Massei & Genov 2004).

Naarmate een systeem ouder is, is de versturende invloed van intensief wroeten groter. Zelfs eenmalig wroeten in het humusprofiel kan zeer lange tijd merkbaar blijven. Verstoring van de bodemopbouw is te zien als een nagenoeg irreversibel, overigens natuurlijk proces. We nemen aan dat bij groei van de zwijnenpopulatie steeds meer locaties, die voorheen met rust gelaten werden, doorwroet zullen worden. Hieronder zijn veel oude bosgroeiplaatsen met weinig verstoorde humusprofielen. Deze oude ongestoorde humusprofielen weerspiegelen de historie van het boscossysteem en hebben hierdoor ook een aardkundige waarde.

Verschillen in bodem

Hierboven is al opgemerkt dat er verschillen zijn in effecten op verschillende bodems die samenhangen met de eigenschappen van het moedermateriaal. Op de Veluwe zijn grofweg vier bodemtypen te onderscheiden: humuspodzolen (haar- en veldpodzolen), vlakvaaggronden, duinvaaggronden en moderpodzolen. De humuspodzolen en duinvaaggronden hebben zich ontwikkeld in leemarm en mineralogisch arm dek- en stuifzand of in leemarme fluvio-glaciale afzettingen en de armste gestuwde zanden en grinden. Door uitspoeling van humus en ijzer en aluminiumoxiden zijn er onder het humusprofiel dikke zeer arme uitgeloopte horizonten ontstaan met daaronder een inspoelingslaag die rijk is aan humus, ijzer en aluminiumoxiden. De grondwaterstanden van deze gronden zijn diep. In de uiterst arme humuspodzolgronden is de nutriënten- en basenvoorraad vooral te vinden in het ectorganisch (uitwendige) humusprofiel en in veel mindere mate in de dieper gelegen inspoelingshorizont. Op dit soort gronden betekent verstoring van het humus- en bodemprofiel een verandering van de verdeling van nutriënten, basen en vocht. Slechts bij zeer diepe verstoring kan de basenvoorziening iets verbeteren vanuit de ondergrond (vooral in moderpodzolen is het gehalte aan minerale fosfor en basen dieper in de bodem hoger). Mogelijk dat de door sommige auteurs gesignaleerde groeitoename van jonge beuken hier aan toe te schrijven is (Massei *et al.* 2004).

Vooraf in oude bos- en heidesystemen betekent een verstoring van het humusprofiel een verslechtering van de concurrentiepositie van diverse zeldzame vaatplanten en mossen (Bijlsma *et al.* 2009). Ook de bodemorganismen in deze arme systemen zijn vooral geconcentreerd in het humusprofiel. Hetzelfde geldt in grote lijnen voor de duinvaaggronden in de voormalige, mineralogisch arme stuifzanden. Hier verkeert de podzolontwikkeling nog in een zeer jong stadium, met hooguit een vage in- en uitspoelingshorizont. Hier heeft verstoring vooral effect op het humusprofiel en veel minder van de minerale lagen in de stuifzandbodem. Overigens kunnen de hier ondiep gelegen, overstoven oude bovengronden van ecologisch belang zijn en dus gevoelig voor verstoring.

De groep rijkere gronden bestaan uit moderpodzolen en zwak lemige tot lemige vlakvaaggronden. Zij komen op de Veluwe voor in leemhoudende dekzanden en gestuwd preglaciaal (stuwwallen). Deze gronden zijn mineralogisch rijker dan de humuspodzol- en duinvaaggronden en hebben dankzij hun hoger leemgehalte een beter vochthoudend vermogen. Dit betekent dat ze een rijker voedselaanbod voor de zwijnen hebben dan de arme gronden (zo beperkt adelaarsvaren zich voornamelijk tot dit lemiger bodemmilieu). Bovendien ontbreken de uitgesproken uitgeloopte, minerale uitspoelingshorizonten, waardoor ook bij ondiepe minerale verstoring relatief rijk bodemmateriaal (vooral relatief rijk aan basen en minerale fosfor) gemakkelijk omhoog gewroet kan worden. Een bijkomende factor op de gestuwde afzettingen is de grindigheid van het moedermateriaal welke fysiek het diepe wroeten kan bemoeilijken. Alleen in oude bossen op moderpodzolen hebben zich in

de loop der tijd dikke ectorganische humuslagen ontwikkeld. Een groot deel van de humusvoorraad is hier vastgelegd in de minerale bovengrond. De gevolgen van het wroeten zullen, in vergelijking met de leemarme gronden, minder groot zijn wat betreft de vochthuishouding. Het naar boven wroeten van vers bodemmateriaal kan voor de nutriënten en basenhuishouding grotere gevolgen hebben (de Waal *et al.* in prep.). Het effect van de verhoogde mineralisatie van de organische stof is minder belangrijk dan op andere bodems, omdat deze van nature al hoger ligt. Een soortgelijke redenering gaat op voor relatief vochtige vlakvaag- en beekoordgronden. In relatief vochtige gronden als beekoordgronden en op oude boslocaties kunnen overigens wormen voorkomen, waardoor ze een grote aantrekkingskracht uitoefenen op zwijnen (Welanders 1999, Baulet *et al.* 2003).

Verschillen in opstandstype

Zwijnenactiviteit en de daarmee samenhangende gevolgen voor het humusprofiel en de bodem zijn in zekere mate opstandspecifiek (Tabel 6). Onder bijvoorbeeld Japanse lariks wordt soms gefoerageerd op larven die zich net onder de dikke laag lariksstrooisel bevinden. Het ectorganische humusprofiel wordt daarbij als een tapijt opgerold. Dit bevordert in theorie de verjonging van boomsoorten die het liefst in minerale grond kiemen zoals grove den, beuk en berk (Groot Bruinderink & Hazebroek 1995). Onder oude grove dennen opstanden, vooral op de iets leemhoudende bodems, verjongt eik zich vrij gemakkelijk. Het voorkomen van adelaarsvaren in opstanden verhoogt de aantrekkelijkheid voor zwijnen. Volgens de literatuur zou omwoeling van de bodem de groei van jonge grove dennen bevorderen (Andrejewsky 1978).

Eikenopstanden worden uiteraard (mast) regelmatig bezocht en meestal oppervlakkig omgewoeld. Onder oude beukenopstanden, zoals die van het Speulderbos, is de zwijnenactiviteit beperkt (behalve tijdens de mastval) door het ontbreken van een uitgebreide ondergroei. Wel komt in extensief beheerde bossen veel dood hout voor dat rijk is aan larven en insecten.

Onder Douglasspar wordt hoofdzakelijk gewroet in de lichtere oude gedunde opstanden, wanneer jonge zaailingen en eik in de struiklaag voorkomen.

Fijnsparopstanden zijn meestal te dicht en spelen een geringe rol in de voedselvoorziening van de zwijnen (Fonseca 2008). Tabel 6 geeft een indicatie van verschillen tussen de opstanden in de bosreservaten Pijpebrandje (Speulderbos) op moderpodzolen en Riemstruiken op humuspodzolen. Uit een vergelijking van het omgewroete oppervlak per opstandstype blijkt dat onder eik en beuk het meest gewroet wordt (Groot Bruinderink & Hazebroek 1992). De nog niet gepubliceerde, veel recenter cijfers van Schulp & De Waal van enkele bosreservaten liggen deels hoger vooral voor Douglasspar en grove den (met eik in de struiklaag). De verschillen geven mogelijk een indicatie van de trend van toenemende wroetdruk van de zwijnen. Welanders (1999) laat echter zien dat de verschillen van jaar tot jaar aanzienlijk kunnen zijn (Tabel 7).

Tabel 6. Vergelijking oppervlaktaandeel wroetverstoring volgens Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) en Schulp & De Waal () in verschillende jaren

Opstand	Groot Bruinderink & Hazebroek 1995			Schulp & De Waal 2007, 2008		
	licht	matig	sterk	licht	matig	sterk
Eik	53	8	8	61	30	13
Beuk	29	2	3	14	12	9
Gr. den	6	4	1	68	48	12
Douglas	11	4	1	24	20	0
Larix	4	4	1	3	1	0

Tabel 7. Totale oppervlak aandeel verstoring per opstandtypen per jaar volgens Welander (2000)

opstandstype	1992	1993	1994	1995
Loofhout	3	40	2	13
Naaldhout	1	2	1	3

Gezien de literatuur en recent in enkele bosreservaten verricht onderzoek is de verwachting dat de negatieve effecten van de zwijnen al zodanig zijn dat: de voor verstoring kwetsbare oude bosccosystemen met dikke humusprofielen in hun functioneren bedreigd worden; de aardkundige informatie van de verstoorde humusprofielen sterk verlaagd wordt; de door sommige onderzoekers aangetoonde verrijking van patronen en biodiversiteit door selectieve wroetactiviteit niet zonder meer plaatsvinden; jonge bosccosystemen minder gevoelig zijn voor zwijnenactiviteit dan oude; effecten zoals toename van verjonging van het bos door het loswoelen en mengen van organisch en mineraal materiaal niet plaatsvinden.

Effect van wilde zwijnen op vaatplanten en paddenstoelen

Vaatplanten

Vanuit de plant gezien is het directe effect van het verwijderen van onderdelen van de plant een belangrijke kostenpost waarmee investeringen in biomassa (bloemen, bladeren, wortels) verloren gaan. Bij intensief of frequent wroeten zijn er vele soorten die lokaal afnemen of verdwijnen. Daar staat tegenover dat het openen van de vegetatie of de bodem nieuwe mogelijkheden biedt voor groei of het kiemen van nieuwe individuen. In aanvulling daarop kunnen wilde zwijnen fungeren als transportmiddel voor zaden zodat deze via de vacht of de mest onbezette plekken kunnen bereiken. De directe en indirecte effecten worden hierna kort besproken en aansluitend wordt uitgebreid ingegaan op het netto effect van de verschillende processen op de diversiteit aan planten.

Verwijdering biomassa

Plantensoorten verschillen onderling sterk in hun voedingswaarde en daarmee in de mate waarin ze aantrekkelijk zijn voor wilde zwijnen. Vooral planten met grote zaden

of vruchten (eik, beuk, wilde appel) en planten met ondergrondse reserves (adelaarsvaren, diverse grassoorten en bolgewassen zoals wilde hyacint) zijn in trek (Briedermann 1990, Groot Bruinderink *et al.* 1994, Welander 2000; Wilson 2005). Het selectief eten van plantensoorten kan de soortensamenstelling van de vegetatie beïnvloeden (Gouding *et al.* 1998).

Het effect op populatieniveau hangt niet alleen af van de mate waarin de soort gegeten wordt, maar vooral van de mate waarin ze zich hiervan kan herstellen. Diverse soorten die veel door zwijnen gegeten worden, ondervinden hier op populatieniveau weinig schade van doordat ze een snelle hergroei hebben of zich snel weer opnieuw vestigen. Het gaat hierbij om soorten van voedselrijke bodems als adelaarsvaren, zevenblad en diverse grassen zoals kweek en ruw beemdgras waarvan wortelfragmenten die in de bodem achterblijven vaak weer snel uitgroeien. Deze planten groeien snel en hebben een hoge voedingswaarde. Periodiek wroeten bevordert de groei en regeneratie van deze soorten ten opzichte van meer kwetsbare soorten. De zwijnen houden hiermee dus een voor zichzelf aantrekkelijke vegetatie in stand (Welander 2000).

Plantensoorten die minder goed in staat zijn te regenereren, zijn gevoeliger voor vraat en/of verstoring en verdwijnen wanneer de frequentie van verstoringen te hoog wordt. Voor een deel van deze soorten geldt dat een incidentele en niet te intensieve verstoring gunstig kan zijn voor de verjonging van de populatie, maar bij een hogere verstoringfrequentie slaat de balans voor veel soorten al snel negatief door. Dit geldt bijvoorbeeld voor het langzaam groeiende dalkruid (*Maianthemum bifolium*). Enige omwoeling in een grote dalkruidplek is goed te overleven, maar bij een hoge dichtheid van wilde zwijnen verdwijnt de soort. Op de Veluwe komt dalkruid vooral voor buiten de wildrasters (Bijlsma 2002). Hoewel adelaarsvaren met zijn diep liggende wortelstokken goed bestand is tegen wroeten, blijkt ook dat de dominantie hierdoor kan afnemen (Welander 2000).

Zaadtransport

Van veel plantensoorten kunnen de rijpe zaden de maag-darm passage van wilde zwijnen overleven (Welander 2000, Ozinga 2008) zodat wilde zwijnen bijdragen aan het transport van zaden naar nieuwe groeiplaatsen. Aangezien het dieet van wilde zwijnen verschilt van andere in Nederland voorkomende zoogdieren, hebben ze een complementair effect op het spectrum aan soorten dat effectief verspreid kan worden. Ook via de vacht kunnen wilde zwijnen in potentie vele plantensoorten transporteren (Welander 2000; Ozinga 2008).

Creëren van kiembed

Een dichte vegetatie en een dikke strooisellaag belemmeren de kieming van vooral soorten van graslanden en open bossen. Deze soorten hebben voor hun kieming vaak voldoende licht en/of een open, minerale bodem nodig. Vooral bij soorten met een langlevende zaadvoorraad is het kiemingspercentage hoger op open, minerale

bodems (o.a. fraai hertshooi, mannetjesereprijs, pilzegge, valse salie, ruige veldbies, veelbloemige veldbies). Door hun wroetactiviteiten kunnen wilde zwijnen voor deze soorten mogelijk een gunstig micromilieu voor kieming creëren, mits de wroetintensiteit laag is. Voor langlevende soorten is hierbij een incidenteel kiembed vaak al voldoende voor verjonging van de populatie.

Het creëren van een kiembed door zwijnen is vooral bekend voor diverse boomsoorten. Vroeger werd hier in de bosbouw gebruik van gemaakt door op kaalslagen voerplekken voor wilde zwijnen te creëren of door hier huisvarkens te weiden (Pigott 1975). Deze rol van zwijnen is later vervangen door het ploegen van de bodem en/of het lokaal mechanisch oprollen van de strooisellaag. Voor eiken kan het wroeten ook indirect bijdragen aan de vestiging doordat Vlaamse gaaien een voorkeur hebben voor omgewroete plekken bij het begraven van eikels en andere vruchten (Treiber 1997).

Schommelingen in wroetfrequentie

Het effect van zwijnen op de vegetatie is waarschijnlijk niet alleen afhankelijk van de gemiddelde frequentie van wroeten maar vooral van de schommelingen van jaar tot jaar in de mate van verstoring. Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) vonden dat de verjonging van eik en beuk negatief is gecorreleerd met de wroetfrequentie. Voor een goede verjonging van veel plantensoorten is het daarom waarschijnlijk gunstig als er periodiek lage dichtheden aan zwijnen zijn. Daarnaast kunnen mastjaren andere plantensoorten ontlasten. Voor veel langlevende plantensoorten van stabiele ecosystemen is incidentele kieming voldoende voor het handhaven van een lokale populatie (Ozinga *et al.* 2007). Die stabiliteit kan echter in het gedrang komen door wroetende wilde zwijnen.

Paddenstoelen

Net als bij planten hebben zowel vraat als wroeten waarschijnlijk directe en indirecte effecten op paddenstoelen. Er is vrijwel geen onderzoek gedaan waarin deze effecten goed gedocumenteerd en gekwantificeerd worden. Op basis van kennis van de ecologie van paddenstoelen kan echter wel een globale inschatting gegeven worden.

Vraat en zoöchorie

Paddenstoelen vormen in sommige gebieden in de herfst een belangrijk onderdeel van het menu van wilde zwijnen (Massei & Genov 2004). Uit enkele onderzoeken blijkt dat paddenstoelen relatief ongevoelig zijn voor de directe effecten van plukken (Egli *et al.* 1990). Dit geldt waarschijnlijk ook voor de directe effecten van vraat.

Wilde zwijnen kunnen waarschijnlijk een belangrijke bijdrage leveren aan het transport van de sporen van diverse paddenstoelensorten. Dit geldt met name voor diverse soorten paddenstoelen met een truffelachtige groeiwijze, dat wil zeggen bolle, ondergrondse vruchtlichamen. Het gaat hierbij niet alleen om de echte truffels

die ook door mensen gegeten worden, maar ook om verschillende groepen 'valse truffels'. Een voorbeeld van een 'valse truffel' die in Nederland wordt gegeten door wilde zwijnen is de Okergele vezeltruffel (*Rhizopogon luteolus*; Ozinga & Baar 1997).

Veranderen van het bodemmilieu

De meeste soorten mycorrhizapaddenstoelen komen voor op plekken in bossen met weinig strooiselophoping en met een lage beschikbaarheid van stikstof, zoals Natura 2000-habitattypen Oude eikenbossen, waarvoor de Veluwe landelijk gezien zeer belangrijk is (Bijlsma *et al.* 2008). De rijkdom aan soorten kan in dergelijke bossen vele malen hoger zijn dan die van planten (Jansen 1984; Arnolds *et al.* 1995; Ozinga & Arnolds 2003; Veerkamp 2005). Van de 727 soorten met voldoende gegevens worden 500 (69%) vermeld op de Rode Lijst (Arnolds & Veerkamp 2008). Dit is het hoogste percentage van alle functionele groepen binnen de paddenstoelen. De achteruitgang wordt vooral in verband gebracht met de onnatuurlijk hoge depositie van stikstof en de daarmee samenhangende bodemverzuring (Termorshuizen 1990, Arnolds 1991, Brandrud & Timmermann 1998). De voorkeur van veel mycorrhizapaddenstoelen voor strooiselarme plekken zoals bermen van oude paden en wegen, hangt waarschijnlijk samen met het feit dat veel mycorrhizapaddenstoelen gevoelig zijn voor stikstofhoudende verbindingen (polyfenolen) die vrijkomen uit vers strooisel (Ozinga 1993). Oude, schrale bermen fungeren voor veel mycorrhizasoorten momenteel als refugium (Keizer 1993; 2003). Een langdurig hoge wroetintensiteit is waarschijnlijk zeer ongunstig voor deze soorten. Hier ligt dan ook een belangrijke onderzoeksvraag.

Effecten van wilde zwijnen op de fauna

Directe effecten: vraat

Insecten en vogels

Zwijnen zijn effectieve predatoren van insecten en larven. In de literatuur zijn zowel voorbeelden van de afname van aantallen insecten in de bodem na introductie van zwijnen (Howe *et al.* 1981) als voorbeelden van een toename (Vtorov 1993). Uit verschillende waarnemingen blijkt, dat wroetende zwijnen de aantallen poppen van plaagvormende insecten sterk kunnen reduceren (Koehler & Burzynski 1965; Schmid-Vielgut 1991; Moraal 1993).

Predatie kan lokaal effect hebben op zeldzame soorten zoals vliegende herten (*Lucanus cervus*), een habitatrichtlijnsoort, of bodembroeders (Smit & Krekels 2008; Purger & Meszaros 2006). De larven van het vliegende hert ontwikkelen zich in zandige grond op warme, zonbeschenen plaatsen. Voor hun ontwikkeling tot kever hebben de larven vaak enkele jaren nodig. Gedurende die tijd eten ze schimmels en verterend organisch materiaal van stobben van dode bomen, waarbij ze een voorkeur hebben voor eiken. Om deze zeldzame keversoort te beschermen zijn op een aantal plaatsen broedstoven aangelegd van deels ingegraven eikenstammen. Om predatie door zwijnen te voorkomen worden deze stoven aangelegd in terreinen

zonder zwijnen. Indien er lokaal wel zwijnen voorkomen, moeten de stobben worden uitgerasterd omdat zwijnen anders de larven uitgraven.

Amfibieën en reptielen

Wilde zwijnen eten amfibieën en hun eieren. Wilde zwijnen zijn geen gespecialiseerde predatoren van reptielen (Schley & Roper 2003) maar reptielen worden wel gegeten. Vaak gebeurt dit incidenteel, maar periodiek kunnen bepaalde reptielsoorten in grote hoeveelheden worden gegeten (Genov 1994; Barbadillo *et al.* 1999; de Haan, 1999; Filippi & Luiselli 2002; Völkl & Alferman 2002; Stumpel, 2004; de Boer 2006; van Strien *et al.* 2007; Lenders & Janssen 2009).

Er zijn aanwijzingen dat hoge dichtheden van wilde zwijnen een negatief effect zouden kunnen hebben op de populatiedichtheid van de adder (Völkl 2004; Lenders & Janssen 2009), vooral als het om geïsoleerde populaties gaat. Het is niet bekend of wilde zwijnen de oorzaak van uitsterven kunnen zijn. Incidentele predatie op reptielen wordt gemeld van o.a. de zandhagedis en de hazelworm.

Directe effecten: fauna van mest en kadavers

Excrementen van o.a. wilde zwijnen vormen voedsel en/of dienen als substraat voor verschillende soorten insecten en andere geleedpotigen. Heijerman (1990) deed onderzoek naar mestkevers in het Nationale Park de Hoge Veluwe en vond in totaal 30 soorten. Daarbij vertoonden de kevers geen duidelijke voorkeur voor mest van zwijnen of mest van de Europese moeflon (*Ovis ammon musimon*). Uit onderzoek van Gutowski (2004) in het oerbos van Bialowieza in Polen bleek dat grotere aantallen hoefdieren leiden tot hogere aantallen mestminnende invertebraten. Dit onderzoek betrof voornamelijk insecten die als adult of larve afhankelijk zijn van de mest. Een review van Nioget *et al.* (2006) laat zien dat daarnaast ook mijten zullen profiteren van meer mest. Verschillende soorten mijten laten zich naar verse excrementen vervoeren door mee te liften op de poten of het lijf van vliegen en kevers. Dit verschijnsel heet foresie. Er mag worden aangenomen dat als meer mest leidt tot meer mestminnende invertebraten, dat dan ook het 'vervoer' verbetert, zodat ook het aantal en de soortenrijkdom van foretische mijten zal toenemen.

Niet alleen de excrementen, maar ook de kadavers van zwijnen bieden habitat en/of voedsel voor verschillende insectensoorten. Leclercq (1996) bestudeerde insecten op een kadaver van een zwijn in het bos van Chambord (Frankrijk) en vond 35 soorten waarvan een groot deel zich voedt met aas.

Indirecte effecten: habitatmodificatie

Hiervoor werd beschreven dat het wroeten van wilde zwijnen kan leiden tot veranderingen in de vegetatie, de strooisellaag, de humus en soms ook diepere lagen in de bodem. Deze factoren hebben invloed op de aantallen en soortensamenstelling van arthropoden. Door habitatmodificatie kan ook het habitat van knaagdieren veranderen of verdwijnen (Hazebroek *et al.* 1995; Singer *et al.*

1984). Concurrentie om voedsel met verscheidene zoogdiersoorten is aannemelijk (Massei & Genov 2004; Kramer et al. 2006), maar ook kan facilitatie bijvoorbeeld door rund van wild zwijn optreden (Groot Bruinderink & Lammertsma 2001).

In een ultrasteringsexperiment in eikenbos onderzochten Mohr *et al.* (2005) of de insecten vooral reageerden op de vraat door zwijnen of op de verstoring van de habitat door het wroeten. De resultaten lieten zien dat kunstmatig wroeten leidde tot lagere aantallen van alle onderzochte groepen (saprofage insecten, predatoren, pissebedden en spinnen). De afname als gevolg van kunstmatig wroeten was het sterkst bij pissebedden en spinnen. Bij pissebedden werd bovendien een sterk negatief effect gevonden van de aanwezigheid van zwijnen. In de niet uitgerasterde plots waren de pissebedden bijna geheel afwezig. Pissebedden zijn zeer mobiel en emigreren waarschijnlijk uit plotjes die frequent door zwijnen worden verstoord.

De aanwezigheid van “pulsed resources” zoals aas, lokvoer en mast, leidt in de omgeving van die voedselbronnen tot een verhoogde ontmoetingskans van zwijnen en hun dierlijke prooien. Dit kan leiden tot een verandering in het terreingebruik van prooien (Cortes- Avizanda *et al.* 2008; Munoz, A. & R. Bonal 2007).

Door wroeten creëren zwijnen open plekken, waar poeltjes kunnen ontstaan, nodig voor de voortplanting van amfibieën (Straka 2007). Dergelijke gunstige effecten zijn waargenomen bij geelbuikvuurpadden (eigen obs. A. Stumpel; D. Šalamon, pers. meded.), boomkikker en heikikker (L. Briggs, pers. meded.). Ook worden positieve effecten gemeld voor reptielen, doordat wilde zwijnen open plekken maken die door reptielen kunnen worden gebruikt om te zonnen en om eieren te leggen: in Nederland betreft dit de zandhagedis. Of deze effecten op populatieniveau van de betreffende reptielen een rol van betekenis spelen is niet bekend.

Onderzoek

Bodem en humus

Onderzoek naar effecten van het wroeten van zwijnen op bodem en humusprofiel moet altijd in samenhang gezien worden met fauna en flora. Vooral de ontwikkeling van de ondergroei kan een goede mede-indicator zijn voor de veroorzaakte veranderingen in het boscysteem door zwijnenactiviteit. Bij monitoring is het belangrijk in eerste instantie in te zetten op vergelijking van bodem en humusprofiel van niet en wel verstoord delen van eenzelfde fysiotoop in samenhang met vooral de vegetatieontwikkeling. Vooral de plantstrategieën incl. bewortelingsstrategieën van de ondergroei zijn daarbij van belang, aangevuld met een bemonstering en analyse van enige eenvoudige bodemparameters (bijvoorbeeld koolstof, N – en P gehalte en voorraad). Veranderingen in de nutriëntenhuishouding (nitrificatie, ammonificatie) en vocht huishouding vereisen meer gespecialiseerd onderzoek.

Oude bossen

Op grond van afgesloten langlopend onderzoek in oude eikenbossen zowel op de

Veluwe als erbuiten, bijv. in Drenthe, bestaat een goed beeld van de karakteristieke mycoflora van deze bossen (Veerkamp 1999, 2005). Deze historische referentie kan als uitgangspunt dienen voor onderzoek naar effecten op paddenstoelen van wilde zwijnen bij verschillende dichtheden, met name op de meest kwetsbare groep van boombegeleidende soorten. Voorwaarde is wel dat binnen een bosgebied verschillende dichtheden worden gerealiseerd, bijv. door een zwijnenraster, wat bij uitstek kan plaatsvinden in bosreservaten. Bosreservaten zijn aangewezen voor onderzoek naar de betekenis van natuurlijke processen (Bijlsma 2008). Bij oude bossen op de Veluwe gaat het om twee Natura 2000-habitattypen die verschillen in plaats in het landschap (en dus fysiotop) en historische achtergrond: Oude eikenbossen en Beuken-Eikenbossen met Hulst (Bijlsma *et al.* 2009). Het eerste type is het meest kwetsbaar voor intensieve verstoringen.

Wegbermen

Bermen van oude wegen en grotere bospaden herbergen een belangrijk deel van de soortenrijkdom aan vaatplanten- en paddenstoelen op de Veluwe. Voor sommige soorten vormen ze zelfs een soort van refugium ((Bijlsma *et al.* 2001, 2002; Bijlsma 2002; Keizer 1993; 2003)). Dit habitatype is ook aantrekkelijk voor wilde zwijnen die ze regelmatig diep omwroeten, zowel op rijke als op zeer arme gronden. De overheersende mening is dat ze dit doen op zoek naar dierlijk leven onder de grasmat. Om aanrijdingen te voorkomen worden zwijnen in bermen afgeschoten en worden bermen verschaald. Ook wordt door wegbeheerders gedacht (en al gewerkt!) aan drastische maatregelen als betonmatten, vijfjaarlijks omploegen, aanbrengen gebiedsvreemd zand e.d. Dit laatste is zeer schadelijk voor de met oude infrastructuur samenhangende biodiversiteit. Er kunnen twee typen bermen worden onderscheiden: bermen met belangrijke heischrale vegetaties (vaak door heidegebieden) en bermen met belangrijke zoomvegetaties en oud-bosplanten. Beide type bermen betreffen Natura 2000-habitatype en zijn als zodanig ook een belangrijk leefgebied voor (bedreigde) paddenstoelen (Bijlsma *et al.* 2008). In het wegbermbeheer zitten dus twee belangrijke componenten: verkeersveiligheid en behoud van biodiversiteit.

Reptielen en amfibieën

Voor reptielen bestaat een meetnet van de stichting RAVON om trends in de populatieontwikkeling in beeld te brengen. Enig onderzoek naar de relatie tussen de zwijnen populatie en die van reptielen heeft wel plaatsgevonden (Lenders & Janssen 2009) of vindt nog plaats (Werkgroep Adderonderzoek). Het onderzoek blijkt echter moeizaam. Het grootste hiaat is wat betreft de reptielen de kennis over *de indirecte effecten van verstoring van de habitat (bodem en vegetatiestructuur)*. Waar mogelijk zou monitoring van de reptielen op enkele geschikte locaties gecombineerd moeten worden met monitoring van bodem, humus en vegetatie. Voor de amfibieën ontbreekt vooral kennis over de effecten op populatieniveau. Mogelijk kunnen de door zwijnenactiviteit ontstane poelen gemonitord worden op vestiging door amfibieën.

Insecten en andere geleedpotigen

Wat betreft insecten zou de aandacht kunnen worden geconcentreerd op gevoelige insecten, zoals vlinders en/of de soortensamenstelling van de springstaarten en mijten (microarthropoden) in de bodem. Dit zou gekoppeld kunnen worden aan dezelfde locaties als het bodem en vegetatieonderzoek. Ook zou er gekeken kunnen worden welke plaats geleedpotigen innemen in de voedingsfysiologie van de zwijnen. Ook hier geldt weer dat invloed van de frequentie van de zwijnen invloed en daarmee indirect de invloed van de populatiedichtheid van de zwijnen onderzocht moet worden. Zo lijkt de vraag hoe lang het herstel duurt van de bodempopulatie na verstoring van belang.

Bij de monitoring van indicatieve soorten kan zoveel mogelijk aansluiting gezocht worden bij lopend onderzoek, zoals het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) of monitoring door beheerders. De opzet en ruimtelijke dekking van dit onderzoek is echter onvoldoende om het effect van zwijnen goed te monitoren. Een overlap in soorten kan echter bijdragen aan de interpretatie van de waargenomen trends in het gebied in relatie tot trends in andere gebieden in Nederland. Uitgangspunt hierbij is het volgen van kenmerkende, indicatieve soorten per functionele groep/ monitoring van processen. De lijst van soorten hangt mede af van de in het gebied voorkomende soorten. Voorgesteld wordt om de gegevens afkomstig van A-locaties, bosreservaten, Landelijke Vegetatiedatabank e.d. te gebruiken om hierop te screenen.

Bijlage 4 Diergezondheid en welzijn

Diergezondheid

Diergezondheid is één van de zaken die kan leiden tot spanningen tussen veehouderij en natuur (Van Klink *et al.* 2004). Waar de veehouderij – vanuit economisch perspectief – streeft naar een zo hoog mogelijke gezondheidsstatus, zien beheerders van natuurterreinen dierziekten als een natuurlijk proces, dat men bij voorkeur laat uitwoeden. Uitbraken van besmettelijke dierziekten in de gedomesticeerde populatie hebben grote (economische) gevolgen en leiden tot *drastische bestrijdingsmaatregelen, welke ook ongewenste gevolgen kunnen hebben voor de wilde hoefdierpopulaties*. Overdracht van ziekten vanuit de veehouderijsector naar de wilde hoefdierpopulatie brengt echter wel een aantal problemen met zich mee. *Bestrijding onder wilde hoefdieren is moeilijker, aangezien bestrijdingsmaatregelen als vaccinatie, isolatie en stamping out, lastiger of niet uit te voeren zijn in de wilde hoefdierpopulatie*. Bovendien kan (langdurige) aanwezigheid van pathogenen in de wilde hoefdierpopulatie leiden tot herhaalde overdracht van ziekten naar de sector. Dit is de belangrijkste reden om uitbraken van zeer besmettelijke dierziekten, zoals KVP en MKZ, onder wilde hoefdieren te bestrijden.

De meeste wilde hoefdieren zijn, evenals gehouden dieren, vatbaar voor besmettelijke dierziekten als klassieke varkenspest (KVP), Afrikaanse varkenspest (AVP) en mond- en klauwzeer (MKZ). Wederzijdse besmetting is dus mogelijk. Besmettingsrisico's worden in eerste instantie bepaald door de ligging van bedrijven en natuurterreinen ten opzichte van elkaar en door de aantallen dieren en bedrijven: hoe hoger de dierdichtheid, hoe groter de kans op dierziekten (Gortázar *et al.* 2006). Daarnaast spelen eigenschappen van de diverse gastheren (vatbaarheid, virusuitscheiding) en agentia (virulentie, overleving in milieu) een belangrijke rol.

Alterra voerde samen met het Centraal Diergeneeskundig Instituut (nu CVI-Lelystad) in opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit een risicoanalyse uit, om inzicht te krijgen in de mogelijke gevolgen van de robuuste verbindingen voor de verspreiding van besmettelijke dierziekten (Groot Bruinderink *et al.* 2007). In het navolgende wordt uit deze studie geput, specifiek in relatie tot het wilde zwijn.

De volgende vragen dienen zich daarbij aan:

Welke dierziekten zijn van belang voor de sector en/of natuurbeheerders?

Wat zijn de mogelijke verspreidingsmechanismen tussen wilde zwijnen en landbouwhuisdieren?

Dierziekten

Om voor Nederland belangrijke dierziekten te selecteren zijn de volgende criteria gehanteerd: (a) het belang voor de agrarische sector, (b) het belang voor

natuurbeheerders en (c) het algemeen maatschappelijk belang (Tabel 8). Deze lijst pretendeert niet volledig te zijn.

Tabel 8. Lijst van besmettelijke dierziekten die mogelijk bijdragen aan het veterinaire risico van wilde zwijnen

Ziekte	Agens	Zoönose	Verspreidingsmechanismen	Categorie ^a
Blaasjesziekte (SVD)	Enterovirus, familie <i>Picornaviridae</i>	Nee	Verspreiding via direct contact, swill voeding, mest, indirect contact (veewagens, mensen)	1
Klassieke varkenspest (KVP)	Pestivirus, familie <i>Flaviviridae</i>	Nee	Verspreiding via direct contact, sperma, ingestie van gecontamineerd vlees (swill voeding), mest, indirect contact (mensen, voertuigen, materialen); verticale transmissie (carrier sow syndrome)	1
Mond- en klauwzeer (MKZ)	Aphivirus, familie <i>Picornaviridae</i> (7 serotypen)	Nee	Verspreiding via direct contact, sperma, melk, swill voeding, mest, indirect contact (mensen, voertuigen, materialen), lucht	1
Bovine tuberculose (runder TB)	<i>Mycobacterium bovis</i>	Ja	Uitscheiding van tuberkelbacteriën in de melk, urine of via de luchtwegen	2
Porcine brucellose	<i>Brucella suis</i>	Ja	Geslachtelijk verkeer (deinfecties door geïnfecteerde beer), direct contact, ingestie van geaborteerde foetussen	2
Rabies (hondsdotheid)	Lyssavirus, familie <i>Rhabdoviridae</i>	Ja	Via speeksel van geïnfecteerde dieren (bijtcontact)	2
Trichinellose	<i>Trichinella spp.</i> (rondworm); in varkens vaak <i>T. spiralis</i>	Ja	Ingestie van gecontamineerd vlees (swill voeding), indirect via besmette knaagdieren of de omgeving	2
Afrikaanse varkenspest (AVP)	Enige lid van de familie <i>Asfarviridae</i>	Nee	Verspreiding via direct contact, teken (<i>Ornithodoros spp.</i>) en ingestie van gecontamineerd vlees, mest, indirect contact (mensen, voertuigen, materialen)	3
Miltvuur (anthrax)	<i>Bacillus anthracis</i>	Ja	Via grond of water dat besmet is door kadavers, ingestie van besmet vlees	3
Runderpest	Morbillivirus, familie <i>Paramyxoviridae</i>	Nee	Via direct contact	3
Ziekte van Aujeszky of pseudorabies (ZvA)	Suid herpesvirus type 1 (alphaherpesvirus), familie <i>Herpesviridae</i>	Zoönose	Verspreidingsmechanismen	Categorie ^a
Bovine virus diarree (BVD)	Pestivirus, familie <i>Flaviviridae</i>	Nee	Uitscheiding van virus via ademhaling, neusslijm en speeksel, melk, geslachtsapparaat en sperma. Verspreiding via direct contact, indirect contact (mensen, transportmiddelen, materialen) en de lucht	4 ^b
			Verticale transmissie (van koe op kalf tijdens de dracht); de dragers die hierdoor ontstaan besmetten andere dieren via direct contact	5

^aBeschrijving van de categorie 1, 2, 3, 4 en 5:

Ziekte is exotisch, maar kans op insleep is reëel; ziekte is besmettelijk en kan zich snel verspreiden, onafhankelijk van nationale grenzen, heeft ernstige sociaal-economische of volksgezondheid gevolgen en is van groot belang voor de internationale handel in dieren en dierlijke producten

Ziekte is exotisch, maar kans op insleep is reëel; ziekte is belangrijk vanuit sociaal-economisch of volksgezondheidsperspectief en is van belang in de internationale handel in dieren en dierlijke producten

Ziekte is exotisch en kans op insleep is gering

Ziekte komt (nog) sporadisch voor in de Nederlandse veehouderijsector

Ziekte is endemisch in de Nederlandse veehouderijsector

^bNederland streeft op dit moment naar de artikel-10 status (vrij zonder vaccinatie); als Nederland eenmaal die status heeft, valt de ziekte in categorie 2.

Nederland is vrij van een groot aantal dierziekten genoemd in Tabel 8, nl. Afrikaanse varkenspest (AVP), klassieke varkenspest (KVP), mond en klauwzeer (MKZ), blaasjesziekte (SVD), runderpest, brucellose (bovine en porcine), runder tuberculose (runder TB) en miltvuur. De ziekte van Aujeszky (ZvA) wordt sinds 1993 bestreden met een verplichte vaccinatie en inmiddels is Nederland vrij van de ziekte

(prevalentie < 0,01%). Bovine virus diarree (BVD) is (nog) endemisch in de Nederlandse veehouderij. Rabiës en trichinellose komen in Nederland niet voor in de gedomesticeerde populatie, maar wel in de wilde fauna. Rabiës wordt regelmatig aangetroffen in vleermuizen¹ en trichinellose komt voor onder wilde zwijnen (gebaseerd op serologie).

Monitoring

Jaarlijks worden bloedmonsters afkomstig van een steekproef van geschoten wilde zwijnen getest op antilichamen tegen KVP virus (KVPV), SVD virus (SVDV), ZvA virus (PRV) en *Trichinella* spp. Na de MKZ epidemie van 2001 is hieraan een serologische test toegevoegd voor antilichamen tegen MKZ virus (MKZV). De resultaten van deze monitoring staan in Tabel 9.

Tabel 9. Monsteraantallen per gebied, per kwartaal en resultaten serologie (uit: Dekkers 2009)

Periode: 01-01-2008 t/m 31-12-2008

Provincie/ streek	1e kwartaal 2008	2e kwartaal 2008	3e kwartaal 2008	4e kwartaal 2008	Totaal 2008
Limburg	63	86	130	130	409
Veluwe (incl. Kroondomeinen)	5	0	0	42	47
incidenteel	10	33	26	24	93
Totaal	78	119	156	196	549
Resultaten:					
SVD	78 neg	119 neg	156 neg	196 neg	549 neg
ZvA	76 neg 2 mob	119 neg	155 neg 1 mob	196 neg	546 neg 3 mob
MKZ	78 neg	118 neg 1 mob	156 neg	191 neg 5 mob	543 neg 6 mob

¹ Het betreft hier niet het klassieke rabiës virus, maar het European Bat Lyssavirus (EBLV).

KVP	76 neg	118 neg	155 neg	196 neg	545
	2 pos*	1 mob	1 mob		2 pos*, 2 mob
Trichine **	**	**	**	**	421 neg **

* In het 1e kwartaal 2008 is in het zuidelijk deel van de provincie Limburg het virologisch KVP onderzoek geïntensiveerd (na 2 serologisch positieve monsters). Betreffende twee serologisch positieve dieren zijn tevens virologisch onderzocht. Resultaat: negatief. Betreffende bevindingen zijn door het ministerie van LNV gemeld aan het SCOFCAH

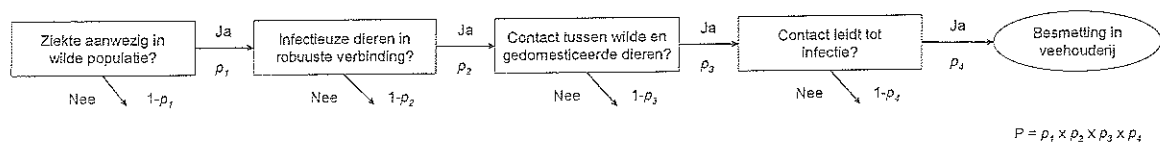
Van 01-01-2008 t/m 31-12-2008 is van 36 wilde zwijnen uit Zuid Limburg orgaanmateriaal door het CVI virologisch onderzocht op KVP. Alle 36 monsters waren virologisch negatief.

Tot nog toe zijn geen antistoffen tegen SVD, ZvA, MKZ en KVP aangetroffen in de wilde zwijnen populatie. Ook Trichinella spp. kon niet worden aangetoond.

Risicobeoordeling KVP, MKZ en ZvA

De kans dat een ziekte vanuit de wilde hoefdierpopulatie wordt overgedragen naar de gedomesticeerde populatie is een resultante van onderstaande kansen (Fig. 16):

- kans dat de ziekte aanwezig is in de wilde hoefdierpopulatie (p_1);
- kans dat er infectieuze wilde hoefdieren aanwezig zijn (p_2);
- kans op direct of indirect contact tussen deze infectieuze wilde hoefdieren en landbouwhuisdieren (p_3);
- kans dat dit contact leidt tot infectie (p_4).



Figuur 16. Scenario tree voor de kans op insleep van ziekten in de veehouderij vanuit de wilde hoefdierpopulatie

Voor KVP, MKZ en ZvA is op basis van gegevens afkomstig uit literatuur en databases beoordeeld wat (a) de kans is dat de ziekte aanwezig is in de wilde hoefdierpopulatie van Nederland en (b) de kans is dat de ziekte vanuit de wilde hoefdierpopulatie wordt overgedragen naar de Nederlandse veehouderijsector.

Klassieke varkenspest

De kans dat KVP voorkomt onder de wilde zwijnen in Nederland is in eerste instantie afhankelijk van de kans op insleep van de ziekte in deze populatie. Het aantal KVP epidemieën onder wilde zwijnen in het verleden geeft een eerste indicatie voor deze kans op insleep. Daarnaast is de kans op voorkomen van KVP onder wilde zwijnen afhankelijk van de mogelijkheden voor persistentie van het virus in de populatie indien KVP eenmaal ingesleept is.

De prevalentie van KVP infectieuze dieren onder wilde zwijnen kan sterk variëren. Schnyder *et al.* (2002) vonden een prevalentie van zo'n 60% in de piek van de epidemie, terwijl Zanardi *et al.* (2003) een maximale prevalentie van 34% vonden. Bij het uitdoven van de epidemie en in endemische situaties wordt over het algemeen een veel lagere prevalentie gevonden (< 5%) (Kern *et al.*, 1999; Zanardi *et al.*, 2003). In de eerste fase van een epidemie hebben alle dieren in de populatie min of meer gelijke kans om viruspositief te zijn. Als het virus al wat langer aanwezig is, zullen hoofdzakelijk dieren jonger dan een jaar viruspositief zijn. Het grootste deel van de oudere dieren heeft de infectie dan inmiddels doorgemaakt en is immuun geworden of aan de infectie bezweken. De wilde zwijnen die gaan migreren naar nieuw leefgebied zullen vooral mannelijke dieren tussen de 12 en 24 maanden zijn. De kans dat trekkende dieren infectieus zijn neemt dus af naarmate een epidemie langer duurt: een kleiner percentage van de populatie is infectieus en dit zijn voornamelijk biggen die in een beperkt gebied verblijven met de rotte waartoe ze behoren. Daarnaast kan KVP invloed hebben op het migratiegedrag van de wilde zwijnen. Bij een hoog virulent virus worden de meeste dieren ziek en is er relatief hoge sterfte. Bij laag virulente stammen zijn de ziekteverschijnselen echter vaak beperkt en aspecifiek. De infectie kan dan ook subklinisch verlopen, d.w.z. dat er geen ziekteverschijnselen waargenomen worden. In dat geval zal KVP niet veel invloed hebben op het migratiegedrag.

De laatste KVP besmettingen van wilde zwijnen in Nederland dateren van 1983/84. Sindsdien zijn er geen geïnfecteerde dieren meer aangetroffen. Het kan dus met vrij grote zekerheid gesteld worden dat de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie vrij van KVP is. Omdat Duitsland het gebied waarin wilde zwijnen tegen KVP gevaccineerd worden heeft uitgebreid tot aan de Nederlandse grens, moeten sinds begin 2006 van geschoten en dood gevonden wilde zwijnen uit Zuid-Limburg ook de tonsillen en milt ingezonden worden. Deze monsters worden getest middels PCR zodat onderscheid gemaakt kan worden tussen gevaccineerde en besmette varkens; beide zijn immers serologisch positief.

Er zijn drie hoofdroutes waarlangs de wilde zwijnenpopulatie besmet kan raken met KVP (1 t/m 3; Alban *et al.* 2005).

1)

De eerste is virus afkomstig van gedomesticeerde varkens, wanneer deze besmet zijn. Dit is mogelijk de oorzaak geweest van de KVP infecties in 1983/84 en 1964/65. In 1986 is Nederland gestopt met preventieve vaccinatie tegen KVP. Sindsdien heeft

er driemaal insleep van KVP plaats gevonden, met een aantal uitbraken onder gedomesticeerde varkens tot gevolg. In 1990 en 1992 bleven de epidemieën beperkt tot een klein aantal bedrijven. In 1997 waren de gevolgen echter desastreus. Het virus zat toen in een gebied waar de dichtheid van varkens en varkensbedrijven extreem hoog is en had zich al ver kunnen verspreiden voor het ontdekt werd. Deze epidemie heeft uiteindelijk ruim een jaar geduurd. In totaal raakten 429 bedrijven besmet en werden meer dan 10 miljoen varkens afgemaakt (Anonymous 1998). Toch is tijdens deze epidemieën geen KVP onder wilde zwijnen gevonden. De laatste jaren is het in Europa niet of nauwelijks meer voorgekomen dat wilde zwijnen besmet geraakt zijn met virus afkomstig uit de gedomesticeerde populatie. Historisch gezien vonden uitbraken van KVP onder wilde zwijnen echter wel vaak hun oorzaak in de voortdurende aanwezigheid van KVP onder gedomesticeerde varkens. Zulke infectiehaarden verdwenen meestal na enkele jaren weer spontaan (Artois *et al.* 2002). Ook in Slowakije nam (in 1999) het aantal wilde zwijnen dat geïnfecteerd was met KVP af nadat de besmettingen in gedomesticeerde varkens bestreden waren (Alban *et al.* 2005). M.a.w.: het voorkomen van KVP onder wilde zwijnen wordt in veel gevallen gekoppeld aan/veroorzaakt door het voorkomen van deze zeer besmettelijke dierziekte in de varkenshouderij (i.e. de besmettingsroute loopt van gedomesticeerd naar wild). In veel gevallen zal een KVP-infectie onder wilde zwijnen niet persisteren. Dat dit echter wel mogelijk is, is in Duitsland gebleken en daar is de besmettingsroute veelal van wild naar gedomesticeerd geweest.

2)

Een tweede route waarlangs wilde zwijnen besmet kunnen worden met KVP is via swill voeding. Wilde zwijnen zijn alleseters en zullen dankbaar gebruik maken van etensresten die achtergelaten zijn in hun leefomgeving. KVP virus kan langdurig overleven in varkensvlees en vleeswaren (Terpstra 1991; Farez & Morley 1997; Edwards 2000) en consumptie hiervan zou tot een besmetting kunnen leiden. Een KVP besmetting via deze weg kan afkomstig zijn van (a) recreanten in natuurgebieden en (b) het voeren van wilde zwijnen ten behoeve van tellingen en afschot. Het risico dat KVP in wilde zwijnen terechtkomt via recreanten hangt af van het gedrag van de recreanten, de herkomst van deze etenswaren en de regelmaat waarmee afvalbakken in natuurgebieden worden geleegd. In Nederland is het voeren van swill verboden, zowel in de varkenshouderij als bij het lokvoeren van wilde zwijnen.

3)

Een derde route is insleep vanuit de wilde zwijnenpopulaties in de ons omringende landen. In een aantal gebieden in Duitsland is KVP endemisch onder de wilde zwijnen (Laddomada 2000; Artois *et al.* 2002). Daarnaast is het virus enkele jaren geleden ook gevonden in wilde zwijnen in België en Luxemburg (OIE 2006). Het aantal KVP besmettingen is de laatste jaren drastisch afgenomen dankzij de bestrijding met orale vaccinatie.

Na insleep van KVP in de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie kan verdere verspreiding van het virus ofwel leiden tot een epidemie die vanzelf uitdooft of tot

een endemische situatie. Zaken die een rol spelen bij het endemisch worden van KVP onder wilde zwijnen zijn: de grootte van de wilde zwijnen populatie, de dichtheid per km², de leeftijdsstructuur van de groep en de virulentie van het virus (Kern *et al.*, 1999; Artois *et al.* 2002; Kramer-Schadt 2005; Rossi *et al.* 2005). Vooral de drempelwaarde voor het aantal gevoelige dieren in de populatie is belangrijk; als het aantal gevoelige dieren onder deze drempelwaarde komt, is het virus niet in staat te persisteren in de populatie. De diverse bestrijdingsstrategieën (vaccinatie, gereguleerde jacht) zijn er op gericht het aantal gevoelige dieren terug te brengen tot onder deze drempelwaarde. Er zijn diverse modelstudies uitgevoerd die aangeven dat de drempelwaarde tussen de 200 en 300 gevoelige dieren ligt, onafhankelijk van de areaalgrootte (Guberti *et al.* 1998; Anonymous 1999; Artois *et al.* 2002).

Over het algemeen zijn endemische haarden van KVP in wilde zwijnen geografisch beperkt. Verondersteld wordt dat dit komt door de aanwezigheid van natuurlijke barrières die de verplaatsingen van wilde zwijnen beperken (Artois *et al.* 2002). De wilde zwijnenpopulaties in Nederland zijn relatief klein, zeker in vergelijking met een land als Duitsland. Het is daarom maar de vraag of KVP endemisch zou kunnen worden in de Nederlandse wilde zwijnen. Op basis van experimenten wordt verondersteld dat in populaties kleiner dan 1000 dieren en dichtheden lager dan 2-5 zwijnen per km² het virus niet zal persisteren en in de meeste gevallen binnen een jaar verdwenen zal zijn (Anonymous 1999). In België heeft men in de periode september-december 2002 in totaal 23 met KVP geïnfecteerde wilde zwijnen gevonden. Daarna zijn geen besmettingen meer aangetroffen. De wilde zwijnenpopulatie in België heeft een geschatte omvang van ca. 10.000 dieren (Anonymous 1997). In Luxemburg daarentegen heeft de KVP epidemie onder wilde zwijnen ruim een jaar geduurd. De wilde zwijnenpopulatie van Luxemburg is geschat op 15.000 dieren (Anonymous 1999). Ook hier is echter geen endemische situatie ontstaan. De Nederlandse wilde zwijnenpopulatie (Veluwe en Meinweg) is met een voorjaarsstand van 2500 dieren en een zomerpopulatie van zo'n 5000 dieren aanzienlijk kleiner dan in België en Luxemburg. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat de kans klein is dat KVP endemisch wordt in de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie. Om dit te voorkomen is het belangrijk om de mogelijkheid te hebben gebieden te compartimenteren door ze met rasters op te splitsen in kleinere eenheden c.q. af te sluiten. Hiermee kan verdere verspreiding van het KVP virus voorkomen worden. Bovendien leidt het tot kleinere metapopulaties waarbij eerder de drempelwaarde van gevoelige dieren bereikt kan worden en (langdurige) persistentie van het virus voorkomen kan worden.

Verspreiding van KVP via de lucht is nihil en verwaarloosbaar en zal zeker niet over grote afstanden plaats vinden (Dewulf *et al.* 2000; Kaden *et al.*, 2003). Het is niet bekend wat de onderliggende factoren zijn die deze afstandsgerelateerde kans bepalen. Mogelijk spelen niet-gerapporteerde menselijke contacten hierbij een rol (Elbers *et al.* 2001b). KVP wordt niet overgebracht door vectoren en er zijn geen aanwijzingen dat vogels, ratten, of insecten het virus over grotere afstand kunnen

verspreiden (Kaden *et al.* 2003). KVP virus kan wel langere tijd overleven in mest en kadavers (Haas *et al.* 1995). Dit is een reële besmettingsroute indien wilde zwijnen toegang hebben tot voer dat is opgeslagen op het erf van een varkensbedrijf. Bovendien kan mest van wilde zwijnen aan banden van tractoren leiden tot insleep van het virus op een varkensbedrijf. De kansen op besmetting via deze transmissieroute zijn overigens wel direct gerelateerd aan de ligging van bedrijven in of nabij natuurgebieden.

Mond- en klauwzeer

MKZ is een zeer besmettelijke ziekte waarvoor alle evenhoevigen gevoelig zijn. Net als voor KVP zijn er voor MKZ drie hoofdroutes waarlangs de wilde hoefdierenpopulatie besmet kan raken: 1) virus afkomstig uit de Nederlandse veehouderij, 2) virus afkomstig uit wilde hoefdierpopulaties in ons omringende landen en 3) virus aanwezig in vleesproducten (swill voeding).

Sinds de MKZ epidemie van 2001 worden bloedmonsters van geschoten of dood gevonden wilde zwijnen ook onderzocht op antistoffen tegen MKZ. Tot nu toe zijn hierbij geen seropositieve dieren gevonden (Dekkers, 2006; 2009; Tabel 9). Het kan dus met vrij grote zekerheid gesteld worden dat de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie vrij is van MKZ. Voor zover bekend is MKZ ook niet aanwezig in andere wilde hoefdieren in Nederland, noch in de wilde hoefdierpopulaties van andere Europese landen. De kans dat de Nederlandse wilde hoefdierpopulatie besmet zou raken door virus afkomstig uit in het wild circulerend virus in de ons omringende landen is daarmee minimaal.

De kans dat virus afkomstig uit de Nederlandse veehouderij zou leiden tot een besmetting van de wilde hoefdierpopulatie wordt bepaald door (a) de kans op een MKZ epidemie in Nederland en (b) de kans op overdracht van het virus vanuit de sector naar de wilde hoefdierpopulatie. De kans op insleep van MKZ voor Nederland is door experts geschat op eens per vijf jaar (Meuwissen *et al.* 2003). Sinds het stoppen van vaccinatie in 1991 heeft er echter slechts één maal daadwerkelijk insleep plaats gevonden. Dit was in het voorjaar van 2001. De meeste besmette bedrijven in de MKZ epidemie van 2001 lagen in de buurt van de Veluwe. Na afloop is een monitoring uitgevoerd onder wilde zwijnen en reeën. In totaal zijn 208 wilde zwijnen en 140 reeën onderzocht. Daarbij zijn geen besmette dieren gevonden (Elbers *et al.* 2003). In 2001-02 zijn in de grensstreek van Duitsland met Nederland eveneens reeën (223 in totaal) onderzocht op antilichamen tegen MKZ. Ook hier zijn geen positieve dieren gevonden (Mouchantat *et al.* 2005). De MKZ epidemie in Engeland van 2001 was ongekend in omvang. Ook daar zijn echter geen besmette reeën of edelherten aangetroffen (Elbers *et al.* 2003; Thomson *et al.* 2003; Moutou, 2005). Overdracht van MKZ virus vanuit de veehouderij naar wilde hoefdieren is in Europa de laatste zes decennia niet voorgekomen (Elbers *et al.* 2003). De kans dat MKZ zich vanuit de gedomesticeerde populatie naar de wilde populatie verspreidt is zeer klein, maar niet volledig uit te sluiten (Moutou 2005). Edelherten en wilde

zwijnen kunnen echter wel degelijk een rol spelen in de epidemiologie van MKZ. Voorbeeld hiervan is een MKZ epidemie in Californië tussen 1924 en 1926 waarbij de bestrijding bemoeilijkt werd doordat het virus zich verspreidde naar een grote edelhertenpopulatie in een nabij gelegen National Forest door gezamenlijk gebruik van weidegrond in de zomer (Elbers *et al.* 2003). Een ander voorbeeld is de aanwezigheid van MKZ in wilde zwijnen in Israël (Yadin & Chai 1994).

MKZ virus kan lange tijd overleven in gekoelde of bevroren vleesproducten (Farez & Morley 1997). Het voeren van vleesafval aan wilde zwijnen lijkt daarmee de meest voor de hand liggende route voor besmetting van deze wilde hoefdierpopulatie. Besmet vleesafval kan afkomstig zijn van (a) recreanten in natuurgebieden en (b) het bijvoeren van wilde zwijnen op specifieke plekken om ze af te schieten. De kans dat MKZ zo in de wilde hoefdierpopulatie wordt geïntroduceerd hangt af van het gedrag van recreanten, het type materiaal dat gebruikt wordt voor bijvoeren, de eventuele behandeling die dit materiaal heeft ondergaan en de herkomst van het vleesafval. Voor bijvoeren wordt in Nederland haast alleen maïs gebruikt. Langs deze weg zal dus geen MKZ besmet vlees bij wilde zwijnen terechtkomen. Nederland importeert in principe alleen vlees uit landen die vrij zijn van MKZ. Het risico van deze producten is daarmee gering. Illegaal binnengebrachte producten hebben een grotere kans om MKZ besmet te zijn. Te denken valt hierbij aan producten die meegenomen worden door toeristen of immigranten. In een studie naar de kans dat deze producten met MKZ besmet zouden zijn, werd berekend dat de kans op insleep van MKZ in Nederland via dit soort producten gemiddeld 2.5×10^{-3} per jaar is (i.e. insleep van MKZ via deze route kan gemiddeld eens in de 400 jaar verwacht worden) (Van der Aa *et al.* 2000).

In de meeste gevallen is MKZ vanzelf uit de wilde hoefdierpopulatie verdwenen nadat de ziekte in de sector uitgeroeid was (Thomson *et al.* 2003). Dit duidt erop dat besmettingen in wilde hoefdieren niet persisteren als de sector vrij is van MKZ. De kans dat MKZ zich vanuit de wilde hoefdierpopulatie naar de sector verspreidt is daarmee nog kleiner dan de kans dat de wilde hoefdierpopulatie besmet wordt vanuit de sector (Sutmoller *et al.* 2003; Moutou 2005). De contactstructuur binnen de wilde hoefdierpopulaties is verder zodanig dat de kans op grote uitbraken onder wilde hoefdieren klein is. Bovendien hebben zieke dieren de neiging om de groep te verlaten en zich terug te trekken (Elbers *et al.* 2003). In de meeste gevallen zal een MKZ epidemie onder wilde hoefdieren daarom binnen enkele maanden uitdoven (Sutmoller *et al.* 2003). Overdracht van MKZ virus vanuit de wilde hoefdieren naar de sector is in Europa in de laatste zes decennia niet meer voorgekomen (Elbers *et al.* 2003). Dit heeft waarschijnlijk ook te maken met de wijze waarop de veehouderij zich ontwikkeld heeft. Door verdere intensivering zijn de kansen op direct contact tussen wilde hoefdieren en landbouwhuisdieren kleiner geworden is. Dit geldt vooral voor de varkenshouderij, waarin slechts een gering aantal bedrijven een uitloop naar buiten heeft. Direct contact tussen wilde hoefdieren en koeien of schapen in de wei is echter niet uit te sluiten, zeker niet in de nabijheid van natuurgebieden. Toch heeft

ook dit in Nederland in het recente verleden niet tot insleep van de ziekte in de sector geleid, noch in andere Europese landen.

Direct contact is de belangrijkste transmissieroute voor MKZ. Verspreiding via de lucht is een minder belangrijke transmissieroute. Hierbij gaat het meestal om virus afkomstig van varkens dat leidt tot besmetting van koeien. Varkens scheiden relatief grote hoeveelheden virus uit in de uitgedemde lucht. Varkensbedrijven zijn echter moeilijk te infecteren met MKZ (tijdens de epidemie in Nederland in 2001 zijn er bijvoorbeeld geen varkensbedrijven besmet geraakt), maar als ze geïnfecteerd raken zijn ze dus een grote verspreider van virus. In zeer uitzonderlijke gevallen kan verspreiding via de lucht over grote afstanden (tientallen kilometers) plaatsvinden. De weersomstandigheden moeten dan wel gunstig zijn voor het virus (hoge relatieve luchtvochtigheid, koele temperaturen). De inschatting is dat luchtverspreiding een verwaarloosbare bijdrage zal leveren aan de kans dat het virus zich vanuit de wilde hoefdierpopulatie naar de sector verspreidt. Om voldoende hoge virusconcentraties te behouden over enige afstand (> 500m), is een (grote) concentratie varkens nodig. Dit is wel mogelijk op varkensbedrijven, maar niet in wilde populaties. Andere transmissieroutes zijn via excreta (melk, urine, faeces) en indirect contact met mensen, materialen of voertuigen. Ook kan het virus langdurig overleven in vlees en vleesproducten (Farez & Morley 1997) en via ingestie van gecontamineerd vlees leiden tot nieuwe uitbraken.

Ziekte van Aujeszky

De ZvA is opgenomen in de jaarlijkse monitoring van wilde zwijnen. Hoewel er incidenteel serologisch positieve dieren gevonden zijn, lijkt de ZvA geen probleem te vormen (Elbers *et al.* 2001a; Dekkers 2006; 2009; Tabel 8).

De ZvA kan op twee manieren ingesleept worden in de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie: 1) vanuit de Nederlandse varkenssector of 2) vanuit de wilde zwijnenpopulaties in de ons omringende landen. De Nederlandse varkenssector is nagenoeg vrij van de ZvA met een prevalentie lager dan 0,01%. Het risico op insleep vanuit de varkenssector is dus minimaal, temeer daar het overgrote deel van de varkens in Nederland geen uitloop heeft. Insleep van het virus in de Nederlandse varkenssector is echter wel mogelijk. Er is nog een groot aantal landen in de Europese Unie dat niet vrij is van de ZvA. De ons omringende landen zijn, met uitzondering van België, wel vrij zonder vaccinatie. België heeft net als Nederland een EU-goedgekeurd bestrijdingsprogramma. Spanje en Italië, twee landen waar we veel varkens naar exporteren, hebben echter nog geen EU-goedgekeurd programma. Zolang de Nederlandse varkensstapel gevaccineerd is, zal insleep echter weinig gevolgen hebben voor verspreiding binnen de sector.

In delen van de Duitse wilde zwijnenpopulatie is de ZvA endemisch. Thulke *et al.* (2005) hebben laten zien dat de infectie niet zozeer geconcentreerd was in een beperkt gebied met wat spreiding naar omliggende gebieden, maar dat de infectie

zich in de loop der jaren verplaatste naar nieuwe gebieden, waarbij de seroprevalentie in eerder geïnfekteerde gebieden weer afnam. Sinds enkele jaren heeft Duitsland de artikel-10 status, d.w.z. dat de Duitse varkenssector vrij is van de ZvA zonder vaccinatie. Dit geldt echter niet voor de wilde zwijnenpopulatie. Verspreiding van de ZvA vanuit de Duitse wilde zwijnenpopulaties naar de Nederlandse wilde zwijnenpopulaties is daarom niet uit te sluiten. Het risico lijkt echter vrij klein te zijn.

De kans dat het virus zich vanuit de wilde zwijnenpopulatie naar de varkenssector verspreidt, lijkt klein te zijn. Ondanks de hoge seroprevalentie onder wilde zwijnen in Brandenburg heeft het virus zich daar niet verspreid naar de gedomesticeerde varkenspopulatie, welke sinds 1985 vrij is van de ZvA (Müller *et al.* 1998a). Blijkbaar kan een infectie van de ZvA onder wilde zwijnen zichzelf in stand houden en endemisch worden zonder dat het verspreidt naar de gedomesticeerde varkens. In 1995-96 hebben Müller *et al.* (1998b) virus weten te isoleren uit deze endemisch geïnfekteerde populatie. Het bleek om een ander virusisolaat te gaan dan tot dusver aangetroffen was in Duitsland. Dit ondersteunt de hypothese dat de infectieuze cyclus in de wilde zwijnenpopulatie onafhankelijk is van de gedomesticeerde varkens (Müller *et al.* 1998b).

De belangrijkste transmissieroutes voor de ZvA zijn direct contact, verspreiding via de lucht en indirect contact door menselijk handelen. Direct contact is in veel gevallen niet mogelijk door de intensieve aard van de Nederlandse varkenshouderij. Het virus kan zich via de lucht over afstanden van enkele kilometers verspreiden (Casal *et al.* 1997). Ook varkens in de stallen van intensieve varkenshouderijen lopen een (zeer) klein risico op besmetting als besmette lucht via de luchtinlaat binnenkomt. Omdat wilde zwijnen altijd in relatief kleine groepen voorkomen, zal de kans op besmetting via deze route echter minimaal zijn. Andersom is het risico groter: als een varkensbedrijf besmet is, is het aantal varkens dat virus uitscheidt veel groter en daarmee de virusconcentratie in de lucht. De kans dat wilde zwijnen in de nabijheid van zo'n bedrijf besmet raken, is reëel. Factoren die invloed hebben op de kans dat de ZvA zich via mensen kan verspreiden, zijn het contact met wilde zwijnen (jagers) en de hygiënestatus op de bedrijven. Ondanks dat de ZvA wel overdraagbaar is op andere diersoorten zoals honden en katten, is dit niet een directe bron voor infecties op gedomesticeerde bedrijven. Infecties in andere diersoorten lopen over het algemeen dood: de ziekte is in veel gevallen fataal voor het dier en het dier verspreidt het virus nauwelijks (Wittmann 1991). Het pseudorabiës virus kan zich ook via besmette vleesproducten verspreiden. De kans dat dit de bron van insleep zal zijn, is echter gering. Voor besmetting via de orale route zijn relatief grote doses nodig (Wittmann 1991).

De gevolgen van insleep van de ZvA in de varkenssector zullen op dit moment beperkt zijn. In principe zijn alle bedrijven gevaccineerd, waardoor het virus weinig morbiditeit (ziekte) en mortaliteit tot gevolg zal hebben. Ook wordt transmissie van

het virus hierdoor sterk beperkt (De Jong & Kimman 1994). Bovendien is Nederland nog niet officieel vrij van het virus. Zodra Nederland stopt met vaccineren om de artikel-10 status, i.c. vrij zonder vaccinatie, te verkrijgen, zullen de gevolgen veel groter zijn. Insleep van het virus vindt dan plaats in een gevoelige populatie. Bovendien zal door insleep de vrije status opgeschort worden, wat grote gevolgen kan hebben voor de handel (export).

Het is duidelijk dat de risico's per dierziekte aanmerkelijk verschillen. Ondanks dat KVP momenteel niet in de Nederlandse wilde zwijnenpopulatie voorkomt, is dit wel een reëel risico voor de Nederlandse varkenssector. De kans op insleep van KVP in de wilde zwijnenpopulatie is klein, maar niet verwaarloosbaar. Deze kans is het grootst voor de wilde zwijnenpopulatie in de Meinweg doordat deze in direct contact staat met wilde zwijnen in Duitsland. De kans op overdracht van KVP vanuit wilde zwijnen naar de sector in Nederland is klein. Alleen daar waar varkensbedrijven met uitloop gevestigd zijn, is deze kans reëel. Als dit zou gebeuren, kunnen de gevolgen zeer groot zijn voor de sterk export-geëoriënteerde varkenssector. Het risico van MKZ en ZvA is daarentegen gering, gegeven de kleine kansen op aanwezigheid in de wilde hoefdierpopulatie en overdracht naar de sector.

De resultaten van deze kwalitatieve risicobeoordeling zijn samengevat in Tabel 10.

Tabel 10. Overzicht van het risico (kansen en gevolgen) per dierziekte

Ziekte	Kans dat ziekte aanwezig is in wilde hoefdierpopulatie	Kans dat ziekte vanuit de wilde hoefdierpopulatie overgedragen wordt naar de sector	Gevolgen van insleep van de ziekte voor de Nederlandse veehouderij
KVP	klein ^a	klein	zeer groot (nationaal, export)
MKZ	zeer klein	zeer klein	zeer groot (nationaal, export)
ZvA	zeer klein	zeer klein	klein ^b (bedrijfsniveau)

a Voor de populatie in de Meinweg is deze kans groter dan voor de populatie op de Veluwe.

b Nu nog klein (op bedrijfsniveau, alle dieren gevaccineerd); in de toekomst wanneer Nederland artikel-10 status heeft groot (volledig gevoelige varkensstapel, gevolgen voor export).

Dierenwelzijn

Het vaststellen van het welzijn van een dier of een populatie dieren is een lastige klus. *Ethologisch onderzoek kan licht werpen op het gedrag en factoren waardoor dit wordt beïnvloed.* Eventuele effecten van maatwerk beheer op dit gedrag kunnen slechts worden vastgesteld door uitputtend onderzoek in gebieden met uiteenlopende beheerintensiteit en daarmee samenhangende dichtheden. Bij de verklaring van de onderzoekresultaten zal het causale verband met het beheer lastig zijn aan te tonen. Hetzelfde geldt voor het onderzoek naar de spiegels van stress hormonen, bijvoorbeeld in verse mest of bloed. Het op juiste wijze verzamelen en conserveren van die mest voor vervolgonderzoek is arbeidsintensief en vergt de inzet van gekwalificeerde mensen (Prins 2009). Ook hier kunnen interpretatieproblemen van de gevonden resultaten opduiken.

Bijlage 5 Een experiment met terughoudend populatiebeheer

Proeftechniek

De eerste vraag die gesteld wordt is situaties waarin de beheerder zich terughoudend op wil stellen wat betreft het populatiebeheer is: wat is het effect op de populatieomvang? In proeftechnische zin gaat daarbij de voorkeur uit naar replica's: terughoudend beheer van subpopulaties (groepen wilde zwijnen) op een groot aantal plaatsen op de Veluwe. De uitkomst van onderzoek aan tien subpopulaties is proeftechnisch (statistisch) harder dan de uitkomst van onderzoek aan slechts een populatie. Dergelijke replica's zijn, gelet op de zwaarte van de maatschappelijke belangen bijvoorbeeld op de Noord Veluwe, niet realiseerbaar. Uitgangspunt is dan ook een experiment daar waar het kan op populatieniveau.

Wenselijkheid

Zoals hierboven aangegeven is op de Veluwe van 1987-1997 onderzoek gedaan aan populaties wilde zwijnen in het Kroondomein Het Loo (binnen een raster) en de in de Staatsbosbeheer boswachterij Ugchelen-Hoenderloo (vrije wildbaan). Beide populaties werden bejaagd. In de 'rasterpopulatie' werd een verband gevonden tussen enerzijds de conditie van de dieren, uitgedrukt in metabolisch lichaamsgewicht en voortplantingssucces, en anderzijds de beschikbaarheid van voedsel (mast). Dit effect was dichtheidsafhankelijk. Daarmee was het onderzoek op het spoor van dichtheidsafhankelijke aantalregulatie, een terugkoppelingsmechanisme dat op natuurlijke wijze zorgt voor een aftopping van de populatieomvang door concurrentie om voedsel. Dat voedt het vermoeden dat wilde zwijnen zich binnen enkele generaties kunnen instellen op een situatie met een terughoudend beheer. Onderzoek dat dit zou kunnen onderbouwen werd tot op heden nergens in of buiten Europa uitgevoerd. We weten daarom niets van natuurlijke dichtheden, het effect en het niveau van natuurlijke dichtheidsafhankelijke terugkoppeling, een natuurlijke populatiestructuur en migraties die samenhangen met de dichtheid. Daar ligt een belangrijk vraagstuk voor een verantwoord beheer in de toekomst en voor de onderbouwing van de aanwijzingen en ontheffingen (artikel 67 en 68 van de Flora- en faunawet), op basis waarvan het afschot van wilde zwijnen plaatsvindt.

Haalbaarheid

Bij de beantwoording van de vraag of een experiment met een terughoudend beheer haalbaar is, spelen o.a. de volgende vragen:

- hoe luidt de verwachting met betrekking tot de maatschappelijke belangen
- welke ruimtelijke en tijdschaal zijn vereist
- criteria voor aanpassing/stoppen van het experiment

Belangen

Ten aanzien van het toekomstig maatwerk beheer geldt dat, ongeacht de intensiteit van het beheer, in alle gevallen flankerende maatregelen van belang worden geacht om landbouwschade en aanrijdingen met wilde zwijnen te voorkomen. Andere belangen die aandacht verdienen zijn de biodiversiteit, het welzijn van de dieren en de vormen van overlast aangegeven door particulieren bij het meldpunt van de provincie Gelderland.

Welzijn

Voor het vaststellen van effecten van beheer op dierenwelzijn wordt uitgeweken naar de resultaten van het onderzoek naar zichtbaarheid (dagactiviteit) in combinatie met gegevens over de samenstelling van de groepen zwijnen, het voedselaanbod, de conditie, het voortplantingssucces en het curatief afschot. Bij de hoefdiersoorten waarbij dit is onderzocht is de volgorde van de dichtheidsafhankelijke respons op een verminderd voedselaanbod 1) een verlate puberteit, 2) een geringere worpgrootte en 3) in volgorde sterfte onder juvenielen (biggen), subadulten (overlopers) en adulte dieren (keilers, zeugen). De resultante is een aanpassing van populatieomvang en –structuur (geslacht en leeftijd) aan de heersende omstandigheden. Dit verschijnsel zal zich waarschijnlijk ook buiten het onderzoeksgebied voordoen, maar minder snel worden waargenomen omdat het vroegtijdig realiseren van het afschot juist is gericht op het voorkomen van de situatie waarin dieren vermageren en verhongeren.

Schaal

Met betrekking tot een experiment met terughoudende beheer op populatieniveau op de Veluwe is het relevant om zich te realiseren dat:

- het natuurlijk voedsel voor het wilde zwijn onvoorspelbaar en niet overal op hetzelfde moment aanwezig is (mast, kadavers, breedbladig gras, wortelstokken adelaarsvaren);
- wilde zwijnen wegtrekken van voedselarme naar voedselrijke gebieden;
- idem van gebieden met een hoge dichtheid naar gebieden met een lage dichtheid;
- het meestal gaat om individuen en kleine groepjes; massamigraties zijn uitzonderlijk (Briedermann 1990; Truve 2004);
- migraties worden tegengewerkt door de (voedsel)territorialiteit van de dieren.

Om deze en andere redenen dient het onderzoeksgebied een voldoende groot en qua bodem- en bossamenstelling een voldoende representatief deel van de Veluwe te zijn. Niet extreem wat betreft voedselaanbod, aanbod water of dekking en rust. Het belangrijkste verschil met de omgeving zit hem dan in het gegeven dat in het proefgebied minder of geen afschot wordt verricht. Eerder een reden om het onderzoeksgebied op te zoeken dan om het te verlaten. Omdat in de omgeving van de proef de aantallen door afschot op een bepaald niveau worden gehouden, liggen massaverplaatsingen naar het proefgebied niet voor de hand. Onbekend is bij welk

dichtheidsniveau in het onderzoekgebied terugkoppelingsmechanismen hun werk gaan doen. Dit vormt juist onderdeel van het begeleidend onderzoek. Het is echter aannemelijk dat aanvankelijk, als gevolg van het achterwege blijven van afschot, de dichtheid aan wilde zwijnen in het onderzoekgebied oploopt. In dat geval zal het voorkeursvoedsel eerder zijn uitgeput en kan de neiging om te emigreren groter zijn dan de neiging om te blijven. Factoren die emigraties tegenwerken zijn de aanwezigheid van (voedselterritoriale) dieren, het opraken van het voorkeursvoedsel en het verstorend effect van het populatiebeheer (afschot) buiten het proefgebied. Op voorhand is hiermee de noodzaak van een raster om het experiment met terughoudend beheer ecologisch lastig aantoonbaar. Dit kan als een positieve bijkomstigheid worden gezien gelet op de kosten en het ontsnipperingsbeleid. Aan uitvoering van het experiment met terughoudend beheer binnen een raster kleeft het bezwaar dat het proces van emi- en immigratie onmogelijk wordt gemaakt, terwijl dit wel een rol speelt bij de populatiedynamiek.

Tabel 11. Homeranges (ha) en bekende migratieafstanden (km) van mannelijke wilde zwijnen in gebieden van hoge (+) en lage (-) kwaliteit (voedselaanbod)

	homerange+ (ha)	bron	homerange - (ha)	bron	migratie (km)	bron
wild zwijn	100	2	15 000	3	300	1
	1. Dietrich 1984; 2. de Haas 1995; 3. Janeau & Spitz 1984					

De oppervlakte van de home range van een individueel wild zwijn kan erg wisselen (Tabel 11). Wat dit betekent voor de vereiste oppervlakte leefgebied voor een populatie die wordt bestudeerd onder zeer terughoudend beheer is niet duidelijk. De eerder genoemde onderzochte populatie van Hoog Soeren had een leefgebied van ca. 1200 ha en was levensvatbaar bij een procentueel gering jaarlijks afschot.

Overlevingskansen van een populatie nemen toe naarmate de oppervlakte en diversiteit van het leefgebied en daarmee de populatieomvang toenemen. Kleine populaties zijn gevoelig voor toevalsprocessen (demografisch, omgevings en genetisch) en kunnen om die reden uitsterven. De oppervlakte van een leefgebied moet voldoende groot zijn om het volledige scala aan ecologische processen dat nodig is voor het duurzaam voortbestaan van een populatie, te bevatten (zie ook boven bij Ad 1 voor representativiteit van het onderzoekgebied). Het wetenschappelijk bewijs voor deze gewenste grootschaligheid is de laatste decennia sterk toegenomen (Groot Bruinderink *et al.* 2003). Grote natuurgebieden bevatten veelal uiteenlopende habitattypen, verkleinen de risico's die samenhangen met negatieve randeffecten en bieden ruimte aan grote populaties met een samenhangend gering uitsterfrisico. Ook bieden ze meer garanties in geval van rampen als brand, overstroming, ziekten en plagen. Grote herbivoren, en daar kunnen we in dit geval het wilde zwijn aan toevoegen, staan bloot aan

seizoenseffecten op het aanbod aan voedsel, dekking (rust) en water, samen wel de kwaliteit van hun habitat genoemd. Die kwaliteit bepaalt in belangrijke mate hun individuele conditie en de omvang van hun homerange (Tabel 10). Om al deze redenen kunnen slechts grootschalige natuurterreinen tegemoet komen aan de habitateisen van dit soort grote zoogdieren.

Hierboven werd uiteengezet dat de effecten van wilde zwijnen op hun omgeving niet overal en altijd zijn aan te tonen. Dit heeft te maken met het variabele gedrag van de zwijnen, maar ook met de variatie in de opbouw van humuslaag en bodems. Binnen een leefgebied kunnen die effecten daarom zeer divers uitpakken. Om die reden wordt aanbevolen om het experiment met terughoudend beheer op populatieniveau uit te voeren in een gebied waarin uiteenlopende bodem en opstandstypen ruim voorhanden (zie opnieuw boven bij Ad 1 voor representativiteit van het onderzoeksgebied). Dit vereist op de Veluwe al gauw een gebied met een minimale oppervlakte van enkele duizenden ha. De aspecten landbouwschade en verkeersveiligheid spelen vooral op de Noord Veluwe. De overige belangen sturen de gebiedskeuze in mindere mate. Het ligt daarom voor de hand om de proef met terughoudend beheer op populatieniveau te situeren op de Zuid Veluwe. Het is verstandig om voor de duur van het experiment minimaal uit te gaan van enkele generaties wilde zwijnen waarmee ook een diversiteit aan mastaanbod lijkt gegarandeerd. Dit betekent een looptijd van tenminste 10 jaar.

Criteria

Geleidelijkheid

Indien een experiment met terughoudend beheer op populatieniveau zou worden opgestart, is het verstandig om rekening te houden met wat hierboven is uiteengezet onder de kopjes *wenselijkheid* en *haalbaarheid*. Van belang is dat stappen in die richting worden gezet via de weg der geleidelijkheid. Geleidelijke aanpassingen in het populatiebeheer, ondersteund door ecologisch onderzoek, kunnen duidelijk maken of en in welke vorm een situatie met terughoudend beheer te realiseren is. Geleidelijkheid maakt het ook mogelijk om op tijd te corrigeren bij ongewenste ontwikkelingen. Een vorm van lerend beheren *pur sang*.

Overlast

Indien het experiment met terughoudend beheer wordt uitgevoerd in een gebied zonder buitenraster, dienen criteria te worden opgesteld voor overlast bij naburige beheerders/eigenaren met drempelwaarden waarbij sprake zal zijn van aanpassen van het experiment.

Literatuur

- Alban, L., M.M. Andersen, T. Asferg, A. Boklund, N. Fernández, S.G. Goldbach, M. Greiner, A. Højgaard, S. Kramer-Schadt, A. Stockmarr, H.H. Thulke, Å. Uttenthal & B. Ydesen 2005. Classical swine fever and wild boar in Denmark: a risk analysis. Wildrisk Group. Danish Institute for Food and Veterinary Research.
- Altendorf, K.B., J.W. Laundré, C.A. López González & J.S. Brown 2001. Assessing effects of predation risk on foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy* 82(2):430-439.
- Anonymous 1997. Report on Annual Meeting of National Swine Fever Laboratories. Vienna, Austria, 16-17 June 1997. European Commission, doc. VI/7888/97.
- Anonymous 1998. De uitbraak van klassieke varkenspest. Eindevaluatie. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag (in Dutch).
- Anonymous 1999. Classical swine fever in wild boar. Scientific Committee on Animal Health and Animal Welfare, Adopted 10 August 1999. European Commission, Report XXIV/B3/R09/1999. 46 pp.
- Anonymous 2009. Faunabeheerplan Veluwe 2010-2014.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 209-244.
- Arnolds, E. & M. Veerkamp 2008. Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.
- Arnolds, E., Th.W. Kuyper & M. Noordeloos (red) 1995. Overzicht van de paddestoelen in Nederland. Nederlandse Mycologische Vereniging, Wijster.
- Artois, M., K.R. Depner, V. Guberti, J. Hars, S. Rossi & D. Rutili 2002. Classical swine fever (hog cholera) in wild boar in Europe. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 21 (2): 287-303.
- Barbadillo Escriva, L.J. & A. Martínez de Castilla 1987. La guía de Incafo de los anfibios y reptiles de la península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. Incafo, Madrid. 694 pp.
- Baubet, E., Y. Ropert-Coudert & S. Brandt 2003. Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar. *Wildlife Research*, 30: 179-186.
- Baveco, J.M. & G.W.T.A. Groot Bruinderink 1997. Wild boar (*Sus scrofa*) population demography in relation to fluctuating mast availability: a modeling approach. In: Baveco, J.M. 1997: Population dynamics in object-oriented and individual-based models. IBN Scientific Contributions 6: 65-91.
- Berger, J. P.B. Stacey, L. Bellis & M.P. Johnson 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological applications* 11(4):947-960.
- Bieber, C. & Ruf, T. (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: Ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1203-1213.

- Bijlsma, R.J. 2002. Bosrelicten op de Veluwe. Een historisch-ecologische beschrijving. Alterra rapport 647. Wageningen.
- Bijlsma, R.J. 2008. Bosreservaten: koplopers in de natuurlijke ontwikkeling van het Nederlandse boslandschap. Alterra-rapport 1680, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clercx, J.J. de Jong, M.N. van Wijk & L.J. van Os. 2001. Bospaden voor bosplanten. Bospaden en –wegen als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Alterra-rapport 193, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clercx & J.J. de Jong. 2002. Bospaden: een vertrouwd vangnet voor bosplanten. Ned. Bosbouw-tijdsschr. 74 (2002), 1: 10-15.
- Bijlsma, R.J., J.A.M. Janssen, R. Haveman, R.W. de Waal & E.J. Weeda. 2008. Natura 2000 habitattypen in Gelderland. Alterra rapport 1769, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., J. den Ouden & H.N. Siebel. 2009a. Oude eikenbossen: nieuwe inzichten en kansen voor het beheer. De Levende Natuur 110(2): 77-82.
- Bijlsma R.J., R. de Waal, P. Hommel & H. Diemont. 2009b. Heide met een dikke H. Een miskend onderdeel van een veerkrachtig heidelandschap. Vakblad Natuur Bos Landschap 2: 2-5
- Boitani, L. L. Mattei, D. Nonis & F. Corsi 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. J. Mammol. 75(3): 600-612.
- Bongi, P., S. Ciuti, S. Grignolio, M. del Frate, S. Simi, D. Gandelli & M. Apollonio 2008. Anti-predator behaviour, space use and habitat selection in female roe deer during the fawning season in a wolf area. Journal of Zoology 276: 242-251.
- Brandrud, T.E. & V. Timmermann 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gardsjon, Sweden; below and above-ground responses to experimentally-changed nitrogen inputs 1990-1995. Forest ecology and management 101: 207-214.
- Briedermann, L. 1990. Schwarzwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Casal, J., J.M. Moreso, E. Planas-Cuchí & J. Casal 1997. Simulated airborne spread of Aujeszky's disease and foot-and-mouth disease. Vet. Rec. 140: 672-676.
- Cortes-Avizanda, A., N. Selva, M. Carrete & J.A. Donazar 2008. Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. Basic and Applied Ecology: xxxxx
- Creel, S., J. Winnie, B. Maxwell, K. Hamlin & M. Creel 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. Ecology 86(12):3387-3397.
- de Boer, R. 2006. Zwijnen halen traject overhoop. RAVON-Meetnet Reptielen Nieuwsbrief 37: 7.
- de Haan, C.C. 1999. Die Europäische Eidechsenarter Malpolon monspessulanus (Hermann, 1804). In W. Böhme (ed): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, pp. 661-756, 789-807. Vol. 3/IIA, Serpentes II: Colubridae 2. Aula verlag, Wiebelsheim.
- de Haas, A.G. 1995. Habitatbenutting en activiteit van wilde zwijnen in een Veluws leefgebied. Intern Rapport IBN.
- de Jong, M.C.M. & T.G. Kimman 1994. Experimental quantification of vaccine-induced reduction in virus transmission. Vaccine 12(8): 761-766.

- Dekkers, L.J.M. 2009. Serologisch onderzoek bij wilde zwijnen in Nederland (4025209). Gezondheidsdienst voor Dieren, Deventer.
- Delft, B. van, R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekking & J. Sevink (translation) 2007. Field Guide Humus Forms. Description and classification of humus forms for ecological applications. Wageningen/Amsterdam. Alterra, Universiteit van Amsterdam, IBED.
- Dewulf, J., H. Laevens, F. Koenen, K. Mintiens & A. De Kruif 2000. Airborne transmission of classical swine fever under experimental conditions. *Vet. Rec.* 147: 735-738.
- Dietrich 1984. Ergebnisse und Tendenzen der Forschungen am Wildschwein *Sus scrofa* in den Jahren 1975-1983. *Säugetierkundige Mitteilungen* 31: 23-237.
- Edwards, S. 2000. Survival and inactivation of classical swine fever virus. *Vet. Microbiol.* 73: 175-181.
- Egli, S, F. Ayer & F. Chatelain 1990. Der Einfluss des Pilzsammelns auf die Pilzflora. *Mycologia Helvetica* 3: 417-428.
- Elbers, A.R.W., A. Dekker & L.J.M. Dekkers 2003. Serosurveillance of wild deer and wild boar after the epidemic of foot-and-mouth disease in the Netherlands in 2001. *Vet. Rec.* 153: 678-681.
- Elbers, A.R.W., L.J.M. Dekkers, G.J. Spek, L.J.M. Steinbusch & A.C.A. van Exsel 2001a. Resultaten van sero-surveillance van veewetziekten bij wilde zwijnen in Nederland 1999-2001. *Tijdschr. Diergeneesk.* 126: 779-781.
- Elbers, A.R.W., H. Moser, H.M. Ekker, A.P.P. Crauwels, J.A. Stegeman, J.A. Smak & F.H. Pluimers 2001b. Tracing systems used during the 1997-1998 classical swine fever epidemic in The Netherlands: a case study. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 20: 614-629.
- Farez, S. & R.S. Morley 1997. Potential animal health hazards of pork and pork products. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 16 (1): 65-78.
- Filippi, E. & L. Luiselli 2002. Negative effect of the wild boar (*Sus scrofa*) on the populations of snakes at a protected mountainous forest in central Italy. *Ecologia Mediterranea* 28(1): 93-98.
- Geisser, H. & H.U. Reyer 2004. Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *J. Wildl. Manage.* 68(4): 939-946.
- Genov, P.V. 1994. Nourriture du sanglier (*Sus scrofa* Attila Thomas, 1912) dans les montagnes de Bulgarie. *Ekologiya* 26: 51-67.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1975. Zwartwild op de Veluwe. Doctoraal verslag RUG en R.I.N., Arnhem.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 2006. Actual and future distribution of wild ungulates in the Netherlands and the Dutch-German border area. In: *Wilde zwijnen in Nederland: zero tolerance of weren en beheren. Verslag van een internationaal symposium te Wageningen.* Faunafonds, Dordrecht.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 2008. Toepasbaarheid in Nederland van afweer- en lokmiddelen voor wilde zwijnen (*Sus scrofa scrofa* L.). Alterra rapport 1739, Wageningen.

- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek 1995. Modelling carrying capacity for wild boar in a forest/heathland ecosystem. *Wildlife Biology* 1:2: 81-87.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek. 1996. Wild boar (*Sus Scrofa L.*) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71-80.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & D.R. Lammertsma 1998. Application of the K-concept to prevent and control outbreaks of Classical Swine Fever. In: Measures to control Classical Swine Fever in European Wild Boar. Proc. Symp. European Union, Perugia, Italy, 6-7 April 1998.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & D.R. Lammertsma 2001. Terreingebruik en gedrag van runderen, pony's, edelherten, reeën en wilde zwijnen in het Nationaal Park Veluwezoom van de Vereniging Natuurmonumenten. Alterra-rapport 343, Wageningen.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & D.R. Lammertsma 2008. Aspecten van beheer van wilde zwijnen op de Veluwe. *De Levende Natuur* 109(4): 176-180.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., E. Hazebroek & H. van der Voet 1994. Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplemental feeding. *J. Zool. Lond.* 233: 631-648.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., E. Hazebroek & H. van der Voet 1997. Wroeten door het wilde zwijn en de gevolgen voor bodem en bosverjonging. In: Wieren, S.E., van, Groot Bruinderink, G.W.T.A., Jorritsma, I.T.M. and Kuiters, A.T. (eds) Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers, Leiden: 131-145.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma, H. Baveco, R.M.A. Wegman, A.J. Griffioen & G.J. Spek 1999. Aantallen wilde zwijnen in het Veluws bos/heidegebied op basis van het natuurlijk voedselaanbod. IBN-rapport 420.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma, K. Kramer, J.M. Baveco, A.T. Kuiters, S.J. Wijdeven, P. Cornelissen, J.T. Vulink, H.H.T. Prins, S.E. van Wieren, F. de Roder & V. Wigbels 1999. Dynamische interacties tussen hoefdieren en vegetatie in de Oostvaardersplassen. IBN-rapport 436.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma & A.T. Kuiters 2000. Interacties tussen runderen, edelherten en wilde zwijnen op de Zuidoost Veluwe. Alterra-rapport 150.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., T. van der Sluis, D.R. Lammertsma, P.F.M. Opdam & R. Pouwels 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Cons. Biol.* 17(2): 549-557.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., R.J. Bijlsma, J. den Ouden, C.A. van den Berg, A.J. Griffioen, I.T.M. Jorritsma, R. Kluiver, K. Kramer, A.T. Kuiters, D.R. Lammertsma, H.H.T. Prins, G.J. Spek & S.E. van Wieren 2004. De relatie tussen bosontwikkeling op de Zuidoost Veluwe en de aantallen edelherten, damherten, reeën, wilde zwijnen, runderen en paarden. Alterra, Wageningen. ISSN 1566-7197.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., C.J. de Vos, D.R. Lammertsma, G.J. Spek, R. Pouwels, A.J. Griffioen & T.J.A. Gies 2007. Robuuste verbindingen en wilde

- hoefdieren. Verwachte aantallen hoefdieren en mogelijke overlast voor de landbouw, het verkeer en de diergezondheid. Alterra-rapport 1506, Wageningen.
- Guberti, V., D. Rutilli, G. Ferrari, C. Patta & A. Oggiano 1998. Estimate of the threshold abundance for the persistence of the classical swine fever in the wild boar population of the Eastern Sardinia. In: Report on measures to control classical swine fever in European wild boar, Perugia, Italy, Commission of the European Communities, Document VI/7196/98-AL: 54-61.
- Gutowski, J. M. 2004. Invertebrates as a biological monitoring object in Bialowieza primeval forest. Forest Research Papers 1: 23-54.
- Haas, B., R. Ahl, R. Böhm & D. Strauch 1995. Inactivation of viruses in liquid manure. Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz. 14, 435-445.
- Hazebroek, E., G.W.T.A. Groot Bruinderink & J.VB. van Biezen 1995. Veranderingen in het voorkomen van kleine zoogdieren na uitsluiting van edelhert, ree en wild zwijn. Lutra 38: 50-59.
- Hebeisen, C. 2007. Population size, density and dynamics, and social organization of wild boar (*Sus scrofa*) in the Basin of Geneva. Thesis Universite de Neuchatel, Faculte des sciences.
- Heijerman T. 1990. Seasonal changes in the relative abundance of some dung beetle species in faeces of the wild boar and mufloon (Coleoptera: Scarabaeoidea) Entomologische berichten 50(7): 81-86.
- Hofer, H. & M. Erlbeck 2007 Wildtiermanagement im urbanen Raum? Wildtiere in Berlin im Spannungsfeld von Tierschutz, Jagdrecht und Naturschutz. Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung in Berlin (IZW), Berlin.
- Hone, J. 2002. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. Biol. Conserv., 105: 231-242.
- Howe, T., F. J. Singer & B.B. Ackerman 1981. Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. J. Wildl. Manage., 45: 748-754.
- Janeau, G. & F. Spitz 1984. Budget espace temps des sangliers (*Sus scrofa* L.) en forêt de Grésigne. INRA Publ. 22.
- Janeau, G., B. Cargnelutti, S. Cousse, M. Hewison & F. Spitz 1995. Daily movement pattern variations in wild boar. Ibis J.M.E. 3: 98-101.
- Jansen, A.E. 1984. Vegetation and macrofungi of acid oakwoods in the north-east of the Netherlands. Pudoc, Wageningen.
- Jedrzejewska B., H. Okarma, W. Jedrzejewski & L. Milkowski 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Bialowieza Primeval Forest, Poland. J. Appl. Ecol., 31: 664-676.
- Kaden, V., E. Lange, H. Steyer, W. Bruer & Ch. Langner 2003. Role of birds in transmission of classical swine fever virus. J. Vet. Med. B 50: 357-359.
- Kaminski, G., S. Brandt, E. Baubet & C. Baudoin 2005. Life-history patterns in female wild boars (*Sus scrofa*): mother-daughter postweaning associations. Can. J. Zool. 83: 474-480.
- Keizer, P.J. 1993. The ecology of macromycetes in roadside verges planted with trees. Proefschrift LUW.
- Keizer, P.J. 2003. Paddenstoelvriendelijk natuurbeheer. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

- Kern, B., K.R. Depner, W. Letz, M. Rott, S. Thalheim, B. Nitschke, R. Plagemann & B. Liess 1999. Incidence of classical swine fever in wild boar in a densely populated area indicating CSF virus persistence as a mechanism for virus perpetuation. *J. Vet. Med. B* 46: 63-67.
- Keuling, O. 2009. Schweine-ganz privat. *Pirsch* 3: 4-9.
- Keuling, O., N. Stier & M. Roth 2008. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 729-737.
- Koehler, W. & J. Burzynski 1965. An attempt at the liquidation of a primary center of mass appearance of injurious insect with the application of complex method. *BioControl* 10 (4): 367-372.
- Kramer, K., G.W.T.A. Groot Bruinderink & H.H.T. Prins 2006. Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecol. & Manage.* 226: 238-247.
- Kramer-Schadt, S., N. Fernandez, H.H. Thulke 2005. Explaining classical swine fever persistence by combining epidemiological and ecological modelling. In: Mellor, D.J., Russell, A.M., Wood, J.L.N. (eds). *Proceedings of the Society for Veterinary Epidemiology and Preventive Medicine*, Nairn, Inverness, Scotland, 30th, 31st March and 1st April 2005: 57-67.
- Laddomada, A. 2000. Incidence and control of CSF in wild boar in Europe. *Vet. Microbiol.* 73: 121-130.
- Leclercq, M. 1996. On the entomofauna of a wild boar carcass. *Bulletin & Annales de la Société Royale Belge d'Entomologie*.
- Lenders, A.J.W. & P.W.A.M. Janssen 2009. Predatie van adders door wilde zwijnen? *Natuurhistorisch Maandblad* (in druk).
- Massei, G. & P.V. Genov 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16: 135-145.
- Massei, G., P.V. Genov, B.W. Staines & M.L. Gorman 1997. Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *J. Zool.* 242(3): 411-423.
- Melis, C., P.A. Szafranska, B. Jedrzejewska & K. Barton 2006. Biogeographical variation in the density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J. Biogeogr.* 33: 803-811.
- Merriggi, A. & O. Sacchi 1992. Factors affecting damage by wildboars to cereal fields in northern Italy. In *Ongules/Ungulates 91*. Edited by F. Spitz, G. Janeau, G. González, and S. Aulangier. *Société Francaise pour l'Étude et Protection des Mammifères – Institut des Recherches sur Grandes Mammifères (SFPEM-IRGM)*, Toulouse, France: 192-196.
- Meuwissen, M.P.M., M.A.P.M. van Asseldonk & R.B.M. Huirne 2003. Alternative risk financing instruments for swine epidemics. *Agr. Syst.* 75: 305-322.
- Moraal, L.G. 1993. Aantastingen door insecten en mijten in 1992: in bossen, natuurgebieden en wegbeplantingen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 65(4): 211-219.

- Mouchantat, S., B. Haas, W. Lutz, K. Pohlmeyer & K. Frölich, 2005. Absence of antibodies to foot-and-mouth disease virus in free-ranging roe deer from selected areas of Germany (2001-2002). *Journal of Wildlife Diseases* 41: 599-605.
- Moutou, F. 2005. Foot-and-mouth disease in wildlife. Risks and risk management proposals for Europe. Bijdrage aan de FAO EU-FMD bijeenkomst.
- Munoz, A. & R. Bonal 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos* 116(10): 1631-1638.
- Nolet, B.A., J.M. Baveco & H. Kuipers, 2009. Evaluatie opvangbeleid 2005-2008 voor overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 1. De capaciteit van opvanggebieden voor overwinterende ganzen en smienten: een ruimtelijk expliciet depletiemodel. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1840. 71 blz.
- OIE 2006. Handistatus II. <http://www.oie.int/hs2/report.asp?lang=en>.
- Oord, J.G. 2002. Handboek Faunaschade. Faunafonds, Dordrecht.
- Ozinga, W.A. & E. Arnolds 2003. Mycorrhizapaddestoelen als leidraad voor beheeradviezen voor bossen op voedselarme zandgrond. *De Levende Natuur* 104: 177-183.
- Ozinga, W.A. & J. Baar 1997. Primaire Grove-dennenbossen in stuifzandgebieden als refugium voor zeldzame mycorrhizapaddestoelen. *De Levende Natuur* 98: 129-133.
- Ozinga, W.A. 1993. Invloed van strooisel van *Deschampsia flexuosa* op de groei van ectomycorrhizaschimmels. Rapport Biologisch Station Wijster.
- Ozinga, W.A. 2008. Assembly of plant communities in fragmented Landscapes: The role of dispersal. PhD thesis, Radboud Universiteit Nijmegen.
- Ozinga, W.A., J. van Andel & M.P. McD-Alexander 1997. Nutritional soil heterogeneity and mycorrhiza as determinants of plant species diversity. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 237-254.
- Petrak, M. 1996. Wildschäden verhindern nicht vergüten. *Wild und Hund* 7: 22-25.
- Petrak, M. 2005. Verhütung von Wildschäden im Walde: Aufgabe für Waldbesitzer, Forstleute und Jäger. Rapport Löbf, Bonn
- Petrak, M. 2006. Ontwikkeling van wilde zwijnenpopulatie in Duitsland: oorzaken, historie, wetgeving, landbouwschade, beheer, trends en verwachtingen. In: *Wilde zwijnen in Nederland: zero tolerance of weren en beheren*. Verslag van een internationaal symposium te Wageningen. Faunafonds, Dordrecht.
- Pigott, C.D. 1975. Natural regeneration of *Tilia cordata* in relation to forest-structure in the forest of Białowieza, Poland. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 270: 151-179.
- Prins, H.H.T. 2009. "Landscape of Fear" or "Landscape of Comfort" in Welgevonden? Start document and sampling protocol. Intern document WUR/DOW.
- Purger, J.J. & L.A. Meszaros 2006. Possible effects of nest predation on the breeding success of ferruginous ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International* 16(4): 309-316.
- Reidy, M.M., T.A. Campbell & D.G. Hewitt 2008. Evaluation of electric fencing to inhibit feral pig movements. *J. Wildl. Manage.* 72(4): 1012-1018.

- Ripple, W.J. & R.L. Beschta 2004. Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *BioScience* 54(8):755-766.
- Roos, A.M. de, N. Galic & H. Heesterbeek 2009. How resource competition shapes individual life history for nonplastic growth: ungulates in seasonal food environments. *Ecology*: Vol. 90, No. 4, pp. 945-960.
- Rossi, S., E. Fromont, D. Pontier, C. Crucière, J. Hars, J. Barrat, X. Pacholek & M. Artois 2005. Incidence and persistence of classical swine fever in free-ranging wild boar (*Sus scrofa*). *Epidemiol. Infect.* 133: 559-568.
- Russo L., G. Massei & P. Genov 1997. Daily home range and activity of wild boar in a Mediterranean area free from hunting. *Ethology Ecology & Evolution* 9: 287-294.
- Schley, L. & T.J. Roper, 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal review* 33 (1): 43-56.
- Schmid-Vielgut, B. 1991. A method of biological control? Influence of fenced wild boars on forest chockchafer population density. *AFZ. Allgemeine Forst Zeitschrift fuer Waldwirtschaft und Umweltvorsorge (Germany, F.R.)*v. 46(14): 719-721
- Schnyder, M., K.D.C. Stärk, T. Vanzetti, M.D. Salman, B. Thür, W. Schleiss & C. Griot 2002. Epidemiology and control of an outbreak of classical swine fever in wild boar in Switzerland. *Vet. Rec.* 150: 102-109.
- Singer, F. J., W.T. Swank & E.E.C. Clebsch 1982. Some Ecosystem responses to European wild boar rooting in a deciduous forest. Research/ resources management report 54. U.S. department of the interior. Tennessee.
- Singer, F.J., W.T. Swank & E.E.C. Clebsch 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J. Wildl. Manage.* 48: 464-473.
- Smit, J. & R. Krekels 2008. Vliegend hert op de Veluwe. Beschermingsplan 2009-2013. EIS-Nederland en Bureau Natuurbalans-Limes Divergens, Leiden.
- Sodeikat, G. & K. Pohlmeier 2003. Escape movements of family groups of wild boar *Sus scrofa* influenced by drive hunts in Lower Saxony, Germany. *Wildl. Biol.* 9 (suppl. 1): 257-263.
- Spitz, F. & G. Janeau 1995. Daily selection of habitat in wild boar (*Sus scrofa*). *J. Zool* 237(3): 423-434.
- Straka, U. 2007. Wildsuhlen als Amphibienlaichplätze: Ein Fallbeispiel aus den Eichen-Mittelwäldern des Weinviertels (Niederösterreich). *Elaphe* 15(2): 53-54.
- Stumpel, A.H.P. 2004. Reptiles and amphibians as targets for nature management. *Alterra Scientific Contributions* 13. Alterra, Wageningen. 210 pp.
- Sutmoller, P., S.S. Barteling, R. Casas Olascoaga & K.J. Sumption 2003. Control and eradication of foot-and-mouth disease. *Virus Research* 91: 101-144.
- Sutmoller, P., G.R. Thomson, S.K. Hargreaves, C.M. Foggin & E.C. Anderson 2000. The foot-and-mouth disease risk posed by African buffalo within wildlife conservancies to the cattle industry of Zimbabwe. *Prev. Vet. Med.* 44: 43-60.
- Termorshuizen, A.J. 1990. Decline of carpophores of mycorrhizal fungi in stands of *Pinus sylvestris*. Proefschrift LUW.
- Terpstra, C. 1991. Hog cholera: an update of present knowledge. *Br. Vet. J.* 147: 397-406.

- Thomson, G.R., W. Vosloo, A.D.S. Bastos 2003. Foot and mouth disease in wildlife. *Virus Research* 91: 145-161.
- Thulke, H.-H., T. Selhorst & T. Müller 2005. Pseudorabies virus infections in wild boar: data visualisation as an aid to understanding disease dynamics. *Prev. Vet. Med.* 68, 35-48.
- Treiber, R. 1997. Vegetationsdynamik unter dem Einfluß des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6: 83-95.
- Truve, J. (2004). Pigs in Space : Movement, dispersal and geographic expansion of wild boar in Sweden. *Dissertatie Goteborg University.*
- Van der Aa, A., S. Mesman, F. Rinia, R. Soons & K. Verburg 2000. Ramp toeristen? De rol van toeristen bij de insleep van MKZ. Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Van Klink, E., H. Kampf, G. Hovens, M. Snijdelaar, F. Stavast & T. Brandwijk 2004. Spanning veehouderij-natuur over productiedieren en wilde beesten. Expertisecentrum LNV, rapport nr. 347.
- van Strien, A.J., A. Zuiderwijk, B. Daemen, I. Janssen & M. Straver 2007. Adder en levendbarende hagedis hebben last van versnippering en verdroging. *De Levende Natuur* 108(2): 44-48.
- Veerkamp, M.T. 1999. De paddenstoelenflora van het Berken-Zomereiken- en Wintereiken-Beukenbos. *De Levende Natuur* 100: 173-178.
- Veerkamp, M.T. 2005. De diversiteit van paddenstoelen in het Nederlandse bos. *Alterra rapport 1157, Wageningen.*
- Völkl, W. & M. Romstöck-Völkl 2002. Die Reptilienfauna des Nationalparks Bayerischer Wald: Eine Analyse verfügbarer Daten und Identifizierung potentieller Lebensräume. Völkl & Romstöck-Völkl Ökologische Planung, Seybothenreuth.
- Völkl, W. & M. Romstöck-Völkl 2004. Artenhilfsprogramm "Kreuzotter (*Vipera berus*) im Fichtelgebirge". Völkl & Romstöck-Völkl Ökologische Planung, Seybothenreuth.
- Vossestein, M.R. 2009. Diverse brieven aan de minister van LNV en provinciale staten van Gelderland.
- Vtorov, I. P. 1993. Feral pig removal: effects on soil microarthropods in a Hawaiian rain forest. *J. Wildl. Manage.* 57: 875-880.
- VWV 2008. Nieuwsbrief 34, Verslag verenigingsjaar 1 april 2007- 31 maart 2008. Vereniging Wildbeheer Veluwe, Vaassen.
- Waal, R.W. de 1996. De dynamiek van strooisellagen in boscystemen op de overgang van kalkrijk naar kalkarm. In: R.H. Kemmers (ed). *De dynamiek van strooisellagen. Voordrachten tijdens de themamiddag georganiseerd door DLO-Staring Centrum, Wageningen, 6 oktober 1995*
- Waal, R.W. de 2007. SYNBIOSYS. De fysiotoopen in Nederland. *Stratiotes* 33/34: 14-25.
- Welander, J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *J. Zool. Lond.* 252: 263-271

- Wieren, S.E., van 2007. Rooting boar and falling acorns: The quest for animal protein; In: *Wilde zwijnen in Nederland: zero tolerance of weren en beheren?* Faunafonds, Dordrecht.
- Wittmann, G. 1991. Spread and control of Aujeszky's disease (AD). *Comp. Immun. Microbiol. Infect. Dis.* 14: 165-173.
- Yadin, H. & D. Chai 1994. Surveillance of FMD in wild animals in Israël. Report of the session of the Research group of the Standing Technical Committee for the Control of Foot-and-Mouth Disease. Vienna, Austria, September 19-22, 1994: 21-26.
- Zanardi, G., C. Macchi, C. Sacchi & D. Rutili 2003. Classical swine fever in wild boar in the Lombardy region of Italy from 1997 to 2002. *Vet. Rec.* 152: 461-465.
- Zwart-Roodzant, M.H. & R. Stokkers 1999. *Wildschade in Nederland*. Publicatie nr. 96, PAV, Lelystad.