

# Herstelstrategie H21 80C: Duinbossen (binnenduinrand)

Beije, H.M., A.M.M. van Haperen, H.P.J. Huiskes, N. Schotsman & N.A.C. Smits

## *Leeswijzer*

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

## 1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het hele habitatype. Weggelaten zijn alinea's die specifiek over andere subtypen gaan dan het subtype van deze herstelstrategie.

Het habitatype betreft natuurlijke of half-natuurlijke loofbossen in de kustduinen, met sterk uiteenlopende kenmerken. Vaak is de zomereik (*Quercus robur*) de dominante boomsoort, maar met name in duinvalleien en in de meest landinwaarts gelegen gedeelten spelen (ook) andere boomsoorten een belangrijke rol. De kruidlaag kan zeer soortenrijk zijn. Een nogal afwijkende samenstelling daarvan (met verwilderde bol- en knolgewassen) is te vinden in de zogenoemde stinzenbossen, die veelal hun bestaan danken aan de vestiging van landgoederen. De meeste van de samenstellende vegetaties komen ook (of zelfs vooral) buiten de duinen voor. Het aantal werkelijk kenmerkende soorten is dan ook gering. Doordat het grootste deel van het duingebied relatief jong is en tot het begin van de twintigste eeuw intensief werd begraasd, zijn er maar weinig oude bossen die een beeld geven van het type vegetatie dat bij ongestoorde ontwikkeling te verwachten is. De oudste bossen zijn te vinden op de strandwallen en aan de binnenduinrand. Deze bossen zijn echter sterk beïnvloed door gebruik als hakhout of zijn aangeplant als parkbos. In de middenduinen en de buitenduinen is spontane bosvorming vrijwel beperkt tot de duinvalleien, waar zich in eerste instantie vooral berkenbossen vormen. Op de hogere delen van de midden- en buitenduinen is de natuurlijke vegetatiesuccessie meestal nog niet verder gekomen dan hoge struwelen, en zijn de meeste bossen recent aangeplant (met bijvoorbeeld grauwe abeel). Het is daarom lastig een goede karakterisering van (natuurlijke) duinbossen te geven. Bossen bestaande uit naaldbomen en/of exoten, worden niet tot het habitatype gerekend. Deze bossen hebben in sommige gevallen wel potentie voor omvorming naar het habitatype. Vanwege de zeer grote verschillen in standplaats en daarmee samenhangende soortensamenstelling, worden drie subtypen onderscheiden.

Subtype:

### H2180\_C Duinbossen (binnenduinrand)

De tot dit subtype behorende bossen zijn over het algemeen sterk door de mens beïnvloede (park)bossen die overwegend voorkomen op wat jongere, kalkhoudende bodems. Ze zijn vaak onderdeel van landgoederen die in de 18e eeuw aan de binnenduinrand werden aangelegd op afgegraven duingronden. Door vergraving zijn hier diepere, nog niet ontkalkte zanden weer aan de oppervlakte gekomen. Op de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden zijn binnenduinrandbossen vaak aangelegd op overstoven kleigronden. Daarbij heeft het historisch beheer van deze bossen, waarbij o.a. werd bemest, bekalkt en gewoeld, de bodems sterk beïnvloed en de buffercapaciteit vergroot. De grondwaterstanden zijn hier te diep voor de vestiging van 'natte' soorten, maar vaak wel zo ondiep dat capillaire opstijging vanuit het grondwater zorgt voor een iets betere vochtvoorziening en zuurbuffering. De standplaatscondities (goed gedraineerde, iets vochthoudende, basenrijke, rulle en humeuze bodems in combinatie met een open bosstructuur die zorgt voor voldoende licht) zijn zeer geschikt voor de groei van allerlei van oorsprong uitheemse bolgewassen die hier in het verleden op grote schaal zijn aangeplant en nu deel uitmaken van de zogenaamde 'stinzenflora'. In tegenstelling tot wat de naam van het subtype kan suggereren, worden niet alle bossen van de binnenduinen tot dit subtype gerekend: het betreft alleen de bossen op matig voedselrijke, vochtige bodems. Op andere standplaatsen komen ook subtype A (droger, voedselarmer) en in veel mindere mate B (natter, voedselrijker) voor.

In de Duinbossen (binnenduinrand) komen geen soorten voor van de Vogel- en Habitatrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er twee typische soorten, waarvoor in dit habitattype wellicht problemen als gevolg van stikstofdepositie kunnen worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitattype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

Soortgroep	Typische soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Houtsnip	Groot: voortplantings- en foerageergebied	?	?
Vogels	Grote bonte specht	Groot: voortplantings- en foerageergebied	?	?

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitattype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument ([http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel\\_habitat\\_type\\_2180.pdf](http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitat_type_2180.pdf)).

In aanvulling op bovenstaande informatie uit het profielendocument kan worden vermeld dat op de Zeeuwse eilanden de bodem onder binnenduinrandbossen meestal diep ontkalkt is. Grote delen van de binnenduinrand hebben er een laag ontkalkt duinzand van 1–5 m dikte. Dit zand is deels weliswaar afgezet op kalkhoudende klei, maar deze klei is alleen in de meest landinwaartse zone voor boomwortels bereikbaar. Ook op plaatsen waar sprake is van toestromend

basenhoudend grondwater kan sprake zijn van buffering door een calciumbuffer. Deze zijn met name op Schouwen goed ontwikkeld.

## 2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de ecologische randvoorwaarden wordt uitgegaan van de omstandigheden van het Abelen-lepenbos (subassociatie met Slangenlook, soortenarme subassociatie en subassociatie met Wilde hyacint (43Aa01ABC) en het Essen-lepenbos (typische subassociatie en subassociatie met Gewoon sneeuwkllokje; 43Aa02AB), aangevuld met het minder kenmerkende Meidoorn-Berkenbos (typische subassociatie (43Aa03A; [Stortelder et al. 1999](#)).

### 2.1 Zuurgraad

Voor binnenduinrandbossen zijn matig zure tot neutrale omstandigheden optimaal met een pH-H<sub>2</sub>O tussen 5,0 en 7,5, terwijl in de bovengrond ook zure omstandigheden mogen heersen met een pH-H<sub>2</sub>O tussen 4,5 en 5,0. Er zijn geen suboptimale omstandigheden geformuleerd ([Runhaar et al. 2009](#)).

### 2.2 Voedselrijkdom

Het habitatype kan zich alleen optimaal ontwikkelen bij matig voedselrijke omstandigheden, terwijl zeer voedselrijke omstandigheden suboptimaal zijn ([Runhaar et al. 2009](#)).

### 2.3 Vochttoestand

Voor het habitatype zijn zeer vochtige tot matig droge standplaatsen optimaal, met een GVG van tenminste 25 cm beneden maaiveld en een droogtestress van ten hoogste 32 dagen per jaar. Suboptimaal zijn zowel natte standplaatsen met een GVG van 0-25 cm beneden maaiveld, als droge standplaatsen met een GVG >40 cm beneden maaiveld en een droogtestress van meer dan 32 dagen per jaar ([Runhaar et al. 2009](#)).

### 2.4 Landschapsecologische processen

De abiotische randvoorwaarden voor binnenduinrandbossen zijn voor een groot deel afhankelijk van de lokaal aanwezige bodemeigenschappen en grondwaterstand. Waar de bodem relatief basisch is, is vaak sprake van toestroom van basisch houdend grondwater. Ook de aanvoer van vers substraat langs een helling kan daarbij een rol spelen. Daarnaast kunnen meststoffen worden aangevoerd vanuit aangrenzend cultuurland (akkers, tuinen en bermen). In stinzenmilieus zijn veelal bodemcomponenten van elders aangevoerd ([Stortelder et al. 1999](#), p.304 e.v.).

De meeste binnenduinrandbossen zijn zodanig gelegen dat ze geen zand invangen voor achterliggende Grijze duinen of andere habitatypen die afhankelijk zijn van instuivend zand. Op plaatsen echter waar ontwikkeling van nieuwe Duinbossen wordt overwogen, moet tevoren worden nagegaan of dit geen negatieve consequenties heeft op met name de gewenste, verstuivende en hydrologische processen in het omliggende duingebied. Behalve dat bossen verstuiving tegenwerken, kunnen ze ook de grondwaterstand doen dalen in nabijgelegen duinvalleien.

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

## 2.5 Regulier beheer

Het regulier beheer van binnenduinrandbossen verschilt van plaats tot plaats. In delen met een stinzenflora wordt als regulier beheer vanouds af en toe enige bemesting met compost of vaste mest en bekalking toegepast. Waar de boomlaag bestaat uit iep of es kan elders hakhoutbeheer plaatsvinden (Stortelder et al. 1999, p. 305). Overigens is het beheer van de boomlaag meestal zeer extensief.

## 3. Effecten van stikstofdepositie

Voor binnenduinrandbossen is een kritische depositiewaarde geformuleerd van 1786 mol N/ha/jaar (=25 kg N/ha/jaar). Dit getal is gebaseerd op gemiddelde modeluitkomsten, passend binnen de Europees vastgestelde, empirische range van 20–30 kg N/ha/jaar voor ‘Mixed riparian floodplain and gallery woodland’, dat vergelijkbaar wordt geacht met het habitatsubtype (Van Dobben et al. 2012). De betrouwbaarheid van de empirische range wordt bestempeld als ‘expert judgment’ (Bobbink et al. 2003; Bobbink & Hettelingh 2011). Bij overschrijding van de kritische depositiewaarde is in binnenduinrandbossen het risico op verzuring waarschijnlijk groter dan op vermisting. Aangezien het type alleen op matig voedselrijke en daarnaast – maar alleen op kleibodems – ook op zeer voedselrijke bodems kan voorkomen, is het minder waarschijnlijk dat het type ook gevoelig is voor de vermestende invloed van stikstofdepositie.

### 3.1 Verzuring

Binnenduinrandbossen komen voor een deel voor op bodems die hun kalkhoudendheid overwegend hebben te danken aan menselijke ingrepen in het verleden. Ze zijn aangelegd op bodems waarvan de ontkalkte lagen zijn afgegraven, waar kalkrijk zand is opgebracht of waar actief is bemest en bekalkt. Aangezien de aanwezige kalk geleidelijk uitspoelt en meestal geen nieuwe kalk wordt aangevoerd, kan de bodem in dit type verzuren onder natuurlijke omstandigheden en wordt deze ontwikkeling versneld door zuurvormende depositie. De vele typische soorten die in dit habitatype voorkomen – inclusief de stinzenflora – gaan daardoor achteruit, tenzij de boomsoortensamenstelling dit verhindert. Boomsoorten die in meer of mindere mate kunnen fungeren als kalkpomp (ratelpopulier, iep, linde, esdoorn) hebben hier een duidelijk voordeel boven ‘verzuurders’ zoals eik, beuk en naaldhout (Hommel et al. 2007). In paragraaf 6 wordt hierop teruggekomen. Voor een ander deel hebben binnenduinrandbossen een matig zure bodem. De buffercapaciteit ervan is beperkt, zodat deze bodems relatief gevoelig zijn voor verzuring, hetgeen leidt tot afname van basenminnende soorten. Waar het habitatype voorkomt op plaatsen met buffering door basenhoudend grondwater, is verzuring niet waarschijnlijk zolang dit grondwater niet verzuurt.

### 3.2 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat nog onduidelijk is of en via welke factoren de effecten van stikstofdepositie doorwerken. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

## 4. Omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

### 4.1 Verdroging

Een deel van de binnenduinrandbossen is van nature meer of minder vochtig en is later verdroogd. Zo zijn de binnenduinrandbossen van Walcheren bijvoorbeeld sterk verdroogd door ontwatering van het achterliggend polderland. Als gevolg hiervan bereikt het grondwater en het capillair opstijgend water niet meer de wortelzone, waardoor deze verzuurt.

### 4.2 Ontoereikend regulier beheer

In binnenduinrandbossen kan het proces van ontkalking verder nog worden versneld door een ongelukkig gekozen aanplant van boomsoorten. Soorten zoals dennen en eiken leveren zuur strooisel waardoor de natuurlijke ontkalking van de bodem wordt versneld ([www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)). Stortelder et al. (1999) wijzen er nog op, dat de grote soortenrijkdom van kenmerkende plantengemeenschappen van binnenduinrandbossen vanouds mede afhankelijk was van bepaalde vormen van beheer, met name in de vorm van stinzen- en hakhoutbeheer. Dit betekent dat een extensivering van het beheer nadelig kan zijn voor die soortenrijkdom. Veel binnenduinrandbossen worden tegenwoordig nauwelijks actief beheerd. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

### 4.3 Randeffecten

Er is een duidelijk verschil tussen de depositie op de bosrand ten opzichte van de kern van het bosperceel. Algemeen wordt het verloop van dit effect beschreven met een exponentieel afnemende curve (De Schrijver et al. 2007a).

Belangrijk hierbij is dat er een opmerkelijk verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen. De hogere N-depositie in naaldbossen dan in naburige loofbossen (De Schrijver et al. 2007b) is nog sterker uitgesproken in de bosrand dan in de boskern (o.a. Wuyts 2009).

Door Wuyts is ook onderzoek gedaan naar de vormgeving van de bos rand in relatie tot invang van stikstof. Hierbij werd aangetoond dat een geleidelijk opgaande bosrand leidt tot een significante verlaging van de depositie in de kern in vergelijking met een bosrand met een abrupte overgang in vegetatiehoogte (Wuyts et al. 2009).

## 5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

### 5.1 Bekalken (Stinzenbossen)

Traditioneel werden paden in park- en stinzenbossen in de binnenduinrand (een deel van het habitatype) vaak verhard met schelpen. Op beperkte schaal gebeurt dit nog steeds. Naast hun cultuurhistorische waarde draagt deze verharding met schelpen bij aan het op peil houden van de basenvoorziening van de bosbodem. Door uitspoeling van kalk worden niet alleen de padranden gunstig beïnvloed, maar door het periodiek bijstorten van schelpen stuift het kalkstof ook enkele meters het bos in. Verderop zijn waarschijnlijk nauwelijks of geen effecten. Verwacht mag worden dat deze methode ook geschikt is om verzuring door stikstofdepositie tegen te

gaan, met name met behulp van schelpengruis. Het voordeel van schelpengruis boven landbouwkalk is, dat uit schelpengruis zeer geleidelijk calcium vrijkomt in tegenstelling tot landbouwkalk ([www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)). Het specifieke en intensieve beheer van stinzenbossen wordt uitgebreid beschreven in [Bakker & Boeve \(1985\)](#).

Of bekalken ook geschikt is voor de niet-stinzenbossen in de binnenduinrand, is lang niet zeker. De bekalking die in OBN-verband in de afgelopen twee decennia is toegepast in vele bossen in het binnenland, is geen succes gebleken ([Olsthoorn et al. 2006](#)). Een significante verandering van de bodem-pH kon niet worden vastgesteld.

## 6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

### 6.1 Hydrologisch herstel

Waar het habitatype vroeger werd beïnvloed door basenhoudend grondwater, is herstel van de waterhuishouding een geschikte manier om verzuring teniet te doen en aldus de kwaliteit van het habitatype te doen toenemen. Vooral op plaatsen waar kwel garant staat voor een constante aanvoer van kalk, zou daarmee een behoorlijke weerstand geboden moeten kunnen worden aan de invloed van stikstofdepositie.

### 6.2 Ingrijpen in de soortensamenstelling

Linde, iep, es en esdoorn hebben het vermogen om via hun bladstrooisel basen uit de ondergrond weer terug te pompen naar de bovengrond. Door deze soorten selectief te bevoordelen of aan te planten, wordt natuurlijke ontkalking van de bodem tegengegaan. De meest gevoelige soorten zoals Haarlems klokkenspel profiteren ook van het handmatig los woelen van de bosbodem. Vooral op plaatsen waar lindebomen verschijnen in verzuringsgevoelige bossen verbetert de basenhuishouding en stijgt de pH. De vestigingsmogelijkheden voor soorten zoals lelietje-van-dalen en wilde hyacint nemen dan sterk toe. Aangezien het blad veel calciumionen in zich heeft (en weinig stoffen die de afbraak remmen), wordt het ook nog eens sneller omgezet in stabiele humus. Deze stabiele humus helpt om de calcium niet te laten uitspoelen, terwijl een ander deel van de calcium terecht komt in de biomassa van de bodemfauna ([Hommel et al. 2010](#)). De kwaliteit van alle duinbossen is dus gebaat bij een boomsoortensamenstelling waarin de eerder genoemde soorten met goed afbreekbaar, calciumrijk strooisel domineren.

Het tegengaan van verzuring via de samenstelling van boom- en struiksoorten heeft alleen zin in situaties met oppervlakkige bodemverzuring. Voorwaarde daarbij is dat het in de bodem wegzakkende verzuringsfront het bereik van de plantensoorten nog niet is gepasseerd. Tot de gewenste soorten behoort ook de iep. Zowel ecologisch gezien – vanwege de goede strooiselkwaliteit en de functie als basenpomp – als landschappelijk gezien vertegenwoordigen iepen een belangrijke waarde in de duinbossen. Dat geldt met name langs de binnenduinrand. Door de iepenziekte is het iepenbestand, zoals overal in het land, ook in deze regio echter sterk teruggelopen. Dankzij de iepziektebestrijding is op goede iepenstandplaatsen de iep niet verdwenen, maar als iepenstruweel teruggekomen. Nu steeds meer succes wordt geboekt bij het kweken van resistente iepenvariëteiten, kan herintroductie van de iep als boomvormende soort in het duinbos worden overwogen. Daarnaast kunnen iepen die in het veld staan en periodiek

worden 'afgezet' als struweelsoort een belangrijke rol blijven spelen in bosranden ([www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)). Aparte aandacht verdient de esdoorn. Veel bosbeheerders zijn opgegroeid met het idee dat de esdoorn een exoot is die niet in de duinen thuishoort. Volgens nieuwe inzichten hoort de soort er echter vanuit ecologische standpunt wel thuis en kunnen oudere esdoornbossen een interessante ondergroei herbergen met o.a. stinzenplanten ([mond. med. Hommel, Alterra](#)). Esdoornblad vormt snel verteerbaar strooisel, ook in wat zuurdere omstandigheden. Van een versneld verzuringproces onder invloed van esdoorn is dan ook – anders dan bij b.v. Beuk – zelfs onder relatief voedselarme omstandigheden geen sprake. De esdoorn kan daarmee beschouwd worden als een waardevol onderdeel van park- en stinzenbossen, en hoeft zeker niet altijd gericht bestreden te worden ([www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)).

### 6.3 Selectief dunnen

Om de gewenste boomsoortensamenstelling te bereiken, is het vaak nodig om het bestaand bos selectief te dunnen. Eventueel kan ook grootschaliger kap van ongewenste boomsoorten plaatsvinden, al dan niet gevolgd door aanplant van gewenste soorten als natuurlijke verjonging onvoldoende van de grond komt. Door af en toe kleinschalig te dunnen en open plekken te creëren wordt voorkomen dat stinzenplanten door beschaduwning verdwijnen.

## 7. Maatregelen voor uitbreiding

Met de aanleg van nieuwe binnenduinrandbossen op landbouwgronden is nog weinig ervaring opgedaan. De desbetreffende vooruitzichten zijn daarom grotendeels hypothetisch. Er wordt geadviseerd het oorspronkelijke reliëf en de waterhuishouding te herstellen en vervolgens een gemengd sortiment aan te planten van soorten die van nature in de duinen voorkomen. Sommige soorten zullen spontaan opslaan en behoeven niet te worden geïntroduceerd. Na enkele tientallen jaren kan zich een stabiele, karakteristieke bosvegetatie hebben gevormd ([Schaminée et al. 2000](#)). Daarentegen wijzen Stortelder et al. (1999) erop dat de ontwikkeling van het Abelen- iepenbos moeizaam verloopt, omdat het lang duurt voordat de karakteristieke bolgewassen zich in een nieuw bos hebben gevestigd.

## 8. Effectiviteit en duurzaamheid

Hoe effectief en duurzaam de bovenbeschreven maatregelen zijn tegen de gevolgen van verzuring, is meestal niet te kwantificeren. In de meeste gevallen verwachten auteurs een gunstige invloed van de maatregelen op de kwaliteit van binnenduinrandbossen, zonder te kunnen voorspellen dat bijvoorbeeld via sturing van de boomsoortensamenstelling de verzuring van de bodem tot staan kan worden gebracht, of alleen wordt vertraagd dan wel juist wordt teruggedraaid. De hoeveelheid basen die nog in de voor boomwortels bereikbare ondergrond beschikbaar is, speelt hierbij uiteraard een cruciale rol, maar bijbehorende cijfers worden niet gegeven.

## 9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen uit paragraaf 5 en 6 en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

maatregel	type	doel	potentiële effectiviteit	randvoorwaarden / succesfactoren	vooronderzoek	herhaalbaarheid	responstijd	mate van bewijs
Bekalken	H/U	Aanvoer basen	Groot	Alleen in stinzenbossen	Op standplaats	ja	Even geduld	B
Schelpenpaden	H/U	Aanvoer basen	Groot	Alleen lokaal; alleen in stinzenbossen	Op standplaats	ja	Even geduld	B
Hydrologisch herstel	H/U	Aanvoer basenrijk grondwater	Groot	Alleen in kalkrijke, vochtige variant	LESA	nvt	Even geduld	V
Ingrijpen in soortensamenstelling	H/U	'Basenpomp'	onduidelijk	Alleen zinvol bij ondiepe bodemverzuring	Op standplaats	nvt	Vertraagd	H
Dunnen	H/U	Behouden stinzenplanten	Matig	Aanwezigheid restpopulaties	Op standplaats	ja	Direct	V
Reliëf herstellen	U	Nieuwe vestiging	onduidelijk	Geen ervaringen	LESA	nvt	lang	H

### Verklaring kolommen:

**Maatregel:** soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5 en 6

**Type:** H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

**Doel:** beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

**Potentiële effectiviteit:** klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

**Randvoorwaarden / succesfactoren:** de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

**Vooronderzoek:** niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

**Herhaalbaarheid:** eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).



**Responstijd:** dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

**Mate van bewijs:**

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

## 10. Literatuur

- Bakker, P.A. & E. Boeve 1985. Stinzenplanten. Natuurmonumenten/Uitgeverij Terra.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43–170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244p.
- De Schrijver, A., G. Geudens, L. Augusto, J. Staelens, J. Mertens, K. Wuyts, L. Gielis & K. Verheyen 2007b. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663–674.
- De Schrijver, A., R. Devlaeminck, J. Mertens, K. Wuyts, M. Hermy & K. Verheyen 2007a. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10: 293–298.
- Hommel, P.W.F.M., R.W. de Waal, B. Muys, J. den Ouden & T. Spek 2007. Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist. 72 p.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg & J.J. de Gruijter, 2006. Evaluatie van bemesting en bekalking in bossen en de ontwikkeling in onbehandelde bossen. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1337.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- Schaminée J., A.J.M. Janssen, C. Aggenbach, R. Haveman, H. Sierdsema, N. Smits & R. van 't Veer. 2000. Wegen naar natuurdoeltypen 2, Expertisecentrum LNV, Directie natuurbeheer, rapport nr 46, Wageningen.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland, deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.
- Hommel, P.W.F.M., H. Siepel & Q.L. Slings 2010. Verslag veldwerkplaats – Duin en kust. PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Castricum, 4 juni 2010.
- Wuyts K. 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Ph.D. thesis, Ghent University, Belgium, 202p. ISBN-number: 978–90–5989–283–5.
- Wuyts, K., A. de Schrijver, F. Vermeiren & K. Verheyen 2009. Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679–687.
- www.natuurkennis.nl. Website Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit.