

2012•2013
FACULTEIT BEDRIJFSECONOMISCHE WETENSCHAPPEN
*master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur: technologie-, innovatie- en
milieumanagement*

Masterproef

Waardering van ecosystemendiensten: wat is de waarde van natuur?

Promotor :
dr. Nele WITTERS

Copromotor :
Prof.dr.ir Steven VAN PASSEL

Art Vandermeulen

*Masterproef voorgedragen tot het bekomen van de graad van master in de toegepaste
economische wetenschappen: handelsingenieur, afstudeerrichting technologie-, innovatie-
en milieumanagement*

2012•2013

FACULTEIT BEDRIJFSECONOMISCHE WETENSCHAPPEN

*master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur: technologie-, innovatie- en
milieumanagement*

Masterproef

Waardering van ecosysteemdiensten: wat is de waarde van natuur?

Promotor :
dr. Nele WITTERS

Copromotor :
Prof.dr.ir Steven VAN PASSEL

Art Vandermeulen

Masterproef voorgedragen tot het bekomen van de graad van master in de toegepaste economische wetenschappen: handelsingenieur, afstudeerrichting technologie-, innovatie- en milieumanagement

WOORD VOORAF

De masterproef die voor u ligt vormt het sluitstuk van mijn vijf jaar durende opleiding tot handelsingenieur aan de Universiteit Hasselt, en kadert binnen mijn gekozen afstudeerrichting Technologie –, Innovatie – en Milieumanagement. Tijdens deze opleiding heb ik talrijke inzichten verworven en menige interessante mensen ontmoet. Doch reeds nostalgisch terugblikkend op de afgelopen jaren, werd mijn laatste jaar voornamelijk toegewijd aan het schrijven van deze masterproef. Graag wil ik enkele woorden van dank richten tot de volgende mensen, die mij hebben bijgestaan in het tot stand brengen van dit werk.

In de eerste plaats wil ik mijn dank uiten aan mijn promotor, dr. Nele Witters, voor het aanreiken van het onderwerp en de vele momenten die voor mij vrij gemaakt werden. Het is immers dankzij haar inzichten en advies dat ik mijn masterproef tot een goed einde heb kunnen brengen.

Ten tweede zou ik graag een dankwoord richten tot mijn co-promotor, prof. dr. ir. Steven Van Passel, voor het aanreiken van de benodigde inzichten en kennis. Dit zowel gedurende de verschillende opleidingsonderdelen die de basis hebben gevormd van deze masterproef als voor verdere inzichten.

Aangezien deze masterproef verder reikte dan traditionele economische topics, was een bepaalde kennis van biologie en ecologie ook vereist. Hiervoor zijn enkele woorden van dank zeker gepast. In eerste instantie wend ik mij graag tot dr. Natalie Beenaerts om haar te bedanken voor de vele momenten die zij voor mij vrij gemaakt heeft voor het kaderen van het biologische gedeelte. Daarnaast zou ik Geert De Blust willen bedanken voor de hulp die hij mij verleend heeft bij het bepalen van de strategie omtrent het biologische gedeelte.

In de laatste plaats, maar daarom niet de minste, zou ik nog graag enkele woorden van dank richten aan mijn vrienden en familie. Hierbij denk ik in de eerste plaats aan mijn ouders voor het aanreiken van de mogelijkheid om deze studie aan te vangen, net als mijn zus die altijd wel weer een glimlach op mijn gezicht wist te brengen wanneer het even niet meer ging. Aan Thomas en Wouter richt ik nog enkele speciale dankbetuigingen voor het luisteren naar mijn uitleg, elke keer opnieuw. Tot slot een bijzonder dankwoord gericht aan Isabelle, zonder wie dit resultaat zeker niet tot stand gekomen was en dankzij wie ik de rust kon bewaren die nodig was gedurende mijn laatste jaar.

Bedankt!

Art Vandermeulen
Diepenbeek, mei 2013

SAMENVATTING

Het Nationaal Park Hoge Kempen (NPHK) is een uniek natuurgebied gelegen in de Belgische provincie Limburg waarbinnen een grote diversiteit heerst van zowel ecosystemen, vegetatietypen als plant – en diersoorten. Het NPHK vervult een tweeledige doelstelling, waarbij het enerzijds opengesteld wordt aan bezoekers voor recreatieve mogelijkheden en anderzijds voor een bescherming zorgt van de aanwezige plant – en diersoorten. Een probleem dat zich hierbij voordoet is dat de bezoekers van het NPHK een bepaalde mate van verstoring veroorzaken, en zo een bedreiging vormen voor zijn rijkelijke habitat. Binnen deze masterproef wordt de focus gelegd op vertrapping, veroorzaakt door wandelaars binnen heidelandschappen. Er wordt getracht een maximale economische schaal te bepalen opdat heidelandschappen binnen het NPHK niet onomkeerbaar verstoord worden.

In het eerste hoofdstuk wordt een inleiding tot het onderzoek gegeven waarin ook de probleemstelling verder uitgediept wordt. Vervolgens wordt er gekeken naar de praktische relevantie van dit probleem en wordt bepaald wie de eigenaar is van het gestelde praktijkprobleem.

In het tweede hoofdstuk wordt a.d.h.v. de centrale onderzoeksvraag en de bijbehorende deelvragen, opgesteld voor deze thesis, een kader geïntroduceerd waarrond deze masterproef opgebouwd is. Voor dit kader worden er drie relaties bepaald aan de hand van de deelvragen: de relatie tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van heidelandschappen, de relatie tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan van heidelandschappen en ten slotte de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen. Aan de hand van deze relaties kan de centrale onderzoeksvraag beantwoord worden en kan er een maximale economische schaal bepaald worden opdat heidelandschappen binnen het NPHK niet irreversibel verstoord worden.

Het derde hoofdstuk is gewijd aan het NPHK. Hierin wordt de ligging van het park beschreven, wat een Nationaal Park definieert en waarom dit park in het bijzonder beschouwd kan worden als een Nationaal Park. Vervolgens wordt het tot stand komen en de opening van het NPHK beschreven, samen met de toenmalige en de hedendaagse gerelateerde organisaties. Daarnaast worden de verschillende recreatiemogelijkheden binnen het park en de aanwezige fauna en flora vermeld. Tot slot wordt een overzichtsschema gegeven waarin de linken tussen de gehanteerde begrippen verduidelijkt worden.

In het vierde hoofdstuk wordt het NPHK vervolgens bekeken vanuit een biologisch oogpunt, waarbij drie van de vier gestelde deelvragen beantwoord worden. In de eerste deelvraag wordt er bepaald

welke plant – en diersoorten kenmerkend zijn voor heidelandschappen. Aan de hand van deze karakteristieke soorten kan er in de tweede deelvraag een lineaire relatie geconstateerd worden tussen stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat ervan. Deze relatie bestaat uit twee delen. Het eerste deel is van toepassing vanaf de initiële uitgeoefende stress, en bevat een hoge richtingscoëfficiënt. Dit betekent dat het uitoefenen van initiële stress een grote degradatie veroorzaakt in de staat van het heidelandschap. Het tweede deel van de relatie begint vanaf het knikpunt in de grafiek en kent een lagere richtingscoëfficiënt. Hier zal een verdere overbelasting na de initiële stress een kleinere degradatie van het heidelandschap veroorzaken. Na het beantwoorden van deze deelvraag, samen met de bepaling van de eerste relatie, wordt in de derde deelvraag de relatie bepaald tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan van een heidelandschap. Dit verband bestaat uit drie delen. In het eerste deel wordt een minimale verstoring (en bijgevolg een minimaal degradatie) besproken die een vereiste is om een heidelandschap te definiëren. Hierbij wordt er een lage kost toegekend aan het verloren gaan van heidelandschappen. Het tweede deel van de relatie, dat aanvangt vanaf de initiële degradatie, stelt dat de kost van het verloren gaan van heidelandschappen exponentieel toeneemt naarmate het heidelandschap degradeert. Het derde deel van de relatie gaat van start wanneer de maximaal toelaatbare degradatie wordt overschreden. Hierbij wordt er gesteld dat de kost van het verloren gaan oneindig groot is.

In het vijfde hoofdstuk van deze masterproef wordt het NPHK, na het bespreken van de biologische aspecten, bekeken vanuit een economisch oogpunt. Hierbij wordt allereerst een toelichting gegeven waarom er gekozen wordt voor een maximale economische schaal i.p.v. traditionele, markt-gebaseerde instrumenten. Vervolgens wordt de gehanteerde maximale economische schaal gelinkt aan de verschillende begrippen die vermeld worden binnen het gebruikte kader. Na de typering van een wandelaar wordt er vervolgens bepaald wanneer deze wandelaar een verstoring veroorzaakt binnen het NPHK, namelijk wanneer deze afwijkt van de vooraf aangelegde wandelpaden (off-trail wandelen). Uit de resultaten van een studie uitgevoerd door Sterl *et al.* (2008) werd reeds geconcludeerd dat 12% van de wandelaars tijdens zijn bezoek van de paden afwijkt. Dit percentage wordt toegepast om de vierde en laatste deelvraag te beantwoorden, en tevens het laatste verband te bepalen tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen.

In het zesde hoofdstuk worden de verschillende relaties, bepaald a.d.h.v. de deelvragen, samen geplaatst in het kader en wordt hiervoor een cut-off range bepaald. Deze cut-off range begrenst de maximaal aanvaarde kost voor het milieu, waardoor het mogelijk is een verband te constateren in het vierde kwadrant. Dit verband vertelt ons wat de maximale economische schaal is, zonder dat heidelandschappen binnen het NPHK onomkeerbaar verstoord worden. Hierop gebaseerd worden nog enkele concrete beleidsaanbevelingen gegeven

Tot slot wordt in het zevende en laatste hoofdstuk een concreet overzicht gegeven van de bekomen relaties, gebaseerd op het uitgevoerde onderzoek en de bepaalde maximale economische schaal voor wandelaars binnen het NPHK. Aangezien dit onderzoek echter uitgaat van theoretische relaties, worden ter afsluiting enkele aanbevelingen neergeschreven voor verder praktisch onderzoek.

INHOUDSOPGAVE

WOORD VOORAF	I
SAMENVATTING	III
INHOUDSOPGAVE	VII
LIJST VAN AFBEELDINGEN	IX
LIJST VAN TABELLEN	XI
LIJST VAN AFKORTINGEN	XIII
1. INLEIDING TOT HET ONDERZOEK	1
1.1 PROBLEEMSTELLING	1
1.2 PRAKTISCHE RELEVANTIE	2
1.3 PROBLEEMEIGENAAR	2
2. ONDERZOEKSVRAGEN EN ONDERZOEKSOPZET	3
2.1 ONDERZOEKSVRAGEN	3
2.1.1 Centrale onderzoeksvraag	3
2.1.2 Deelvragen	3
2.2 ONDERZOEKSOPZET	5
2.2.1 Het Nationaal Park Hoge Kempen vanuit een biologisch oogpunt	5
2.2.2 Het Nationaal Park Hoge Kempen vanuit een economisch oogpunt	8
2.2.3 Bepaling maximale economische schaal	9
3. VOORSTELLING VAN HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	11
3.1 WAT IS EEN NATIONAAL PARK?	12
3.2 GESCHIEDENIS VAN HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	13
3.3 GERELATEERDE ORGANISATIES	14
3.4 RECREATIEF MEDEGEBRUIK VAN HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	15
3.5 FLORA EN FAUNA IN HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	16
3.6 OVERZICHTSSCHEMA GEHANTEERDE TERMEN	17
4. HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN: EEN BIOLOGISCH OOGPUNT	19
4.1 BIODIVERSITEIT EN HET BELANG VAN BIODIVERSITEIT	19
4.2 HEIDELANDSCHAPPEN	20
4.2.1 Heidelandschappen in Vlaanderen	21
4.3 BESCHERMING VAN HEIDELANDSCHAPPEN	23
4.3.1 Bescherming op internationaal niveau	23
4.3.2 Bescherming op nationaal niveau	24
4.4 SLEUTELSOORTEN VOOR HEIDELANDSCHAPPEN	25
4.5 RELATIE TUSSEN STRESS UITGEOEFEND OP EEN ECOSYSTEEM EN DE STAAT ERVAN	26
4.6 VERTRAPPELINGSSTUDIES	27
4.6.1 Gebruikte methode binnen vertrappingsstudies	27
4.6.2 De methode van Cole en Bayfield	28
4.7 VERTRAPPELING IN HEIDELANDSCHAPPEN	29
4.7.1 Vertrapping van Droge Europese Heide	30
4.7.2 Vertrapping van Noord-Atlantische vochtige heide	32
4.8 BEPALING RELATIE TUSSEN STRESS UITGEOEFEND OP EEN ECOSYSTEEM EN DE STAAT ERVAN	33
4.9 DE KOST VAN HET VERLOREN GAAN VAN HEIDELANDSCHAPPEN	35
5. HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN: EEN ECONOMISCH OOGPUNT	39
5.1 ECOSYSTEMEN ECONOMISCH BEKEKEN: ALTERNATIEVE AANPAK	39
5.2 ECOSYSTEMEN ECONOMISCH BEKEKEN: AANPAK VOORGESTELD IN MASTERPROEF	40
5.2.1 Maximale economische schaal	40

5.2.2. <i>Maximale economische schaal: linken met andere begrippen</i>	42
5.3 DE HUIDIGE ECONOMISCHE SCHAAL VAN HET NPHK	43
5.3.1 <i>Typering van een wandelaar</i>	44
5.3.2 <i>Vertrapping van heidelandschappen veroorzaakt door de wandelaar</i>	45
5.4 DE RELATIE TUSSEN DE HUIDIGE ECONOMISCHE SCHAAL EN DE STRESS UITGEOEFEND OP HET ECOSYSTEEM	47
6. BEPALING VAN DE MAXIMALE ECONOMISCHE SCHAAL	51
6.1 BEPALING MAXIMALE ECONOMISCHE SCHAAL VOOR HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	51
6.2 BELEIDSAANBEVELINGEN VOOR HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN	54
7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	57
7.1 CONCLUSIES	57
7.1.1 <i>Kwadrant I: de relatie tussen stress en staat</i>	58
7.1.2: <i>Kwadrant II: de relatie tussen kost en staat</i>	59
7.1.3 <i>Kwadrant III: de relatie tussen de economische schaal en stress</i>	60
7.1.4 <i>Kwadrant IV: bepaling maximale economische schaal</i>	60
7.2 AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK	61
REFERENTIELIJST	63

LIJST VAN AFBEELDINGEN

Afbeelding 2.1:	Gebruikt kader ter bepaling van de deelvragen	4
Afbeelding 2.2:	Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van heidelandschappen in kwadrant I	6
Afbeelding 2.3:	Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen kost van het verloren gaan van heidelandschappen en de staat van heidelandschappen in kwadrant II	7
Afbeelding 2.4:	Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en economische schaal (bepaald als het aantal wandelaars) in kwadrant III	9
Afbeelding 2.5:	Voorbeeldweergave van de combinatie van de verschillende illustratieve relaties samen in het gehanteerde kader	10
Afbeelding 3.1:	Ligging Nationaal Park Hoge Kempen	11
Afbeelding 3.2:	Overzichtsschema gehanteerde begrippen binnen deze masterproef	18
Afbeelding 4.1:	Verspreiding van de heidelandschappen in Vlaanderen	21
Afbeelding 4.2:	Staat van instandhouding van verschillende habitattypen in Vlaanderen	22
Afbeelding 4.3:	Mogelijke responsen van stress (weergegeven op de x-as), uitgeoefend op het ecosysteem, op de staat (weergegeven op de y-as) ervan	26
Afbeelding 4.4:	Opstelling voor onderzoek volgens de methode van Cole en Bayfield	28
Afbeelding 4.5:	Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op <i>E. Cinerea</i> (gemeten als de relatieve frequentie van voorkomen waarbij de initiële frequentie van voorkomen 1 wordt verondersteld)	30
Afbeelding 4.6:	Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op <i>E. Cinerea</i> (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 1 wordt verondersteld)	31
Afbeelding 4.7:	Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op <i>C. Vulgaris</i> (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 100% wordt verondersteld)	32
Afbeelding 4.8:	Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op <i>E. Tetralix</i> (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 100% wordt verondersteld)	33

Afbeelding 4.9:	Theoretische relatie tussen de stress uitgeoefend op een heidelandschap (afkomstig van vertrapping veroorzaakt door bezoekers) en de staat van het heidelandschap (zoals bepaald door de kenmerkende plantsoorten)	34
Afbeelding 4.10:	Theoretische relatie tussen de kost van het verloren gaan van heidelandschappen en de staat ervan	38
Afbeelding 5.1:	Maximale economische schaal en Possibility Frontier (x-as: hoeveelheid geconsumeerd natuurlijk kapitaal door huidige generatie; y-as: hoeveelheid geconsumeerd natuurlijk kapitaal door toekomstige generaties)	41
Afbeelding 5.2:	Maximale economische schaal: linken met andere begrippen (staat van ecosysteem, stress uitgeoefend op een ecosysteem, de kost van het verloren gaan van het ecosysteem, economische schaal, cut-off range)	42
Afbeelding 5.3:	Theoretische relatie tussen de huidige economische schaal (bepaald als het aantal wandelaars) en de stress uitgeoefend op heidelandschappen (bepaald als vertrapping)	48
Afbeelding 6.1:	Gevonden relaties (stress-staat; kost-staat; schaal-stress) samen in het gehanteerde kader	51
Afbeelding 6.2:	Bepaling relatie vierde kwadrant a.d.h.v. punt A (minimaal vereiste verstoring), punt B (maximaal toegelaten verstoring), punt C (minimaal vereiste economische schaal) en punt D (maximaal toegelaten economische schaal)	53
Afbeelding 6.3:	Aanduiding maximale economische schaal in het gehanteerde kader	54
Afbeelding 7.1:	Finale figuur voor het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag waarbij elke relatie zoals besproken in de deelvragen bepaald is	58

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 3.1:	Overzichtstabel activiteiten georganiseerd aan de toegangspoorten van het Nationaal Park Hoge Kempen	16
Tabel 4.1:	Sleutelsoorten voor Noord-Atlantische Vochtige Heide	25
Tabel 4.2:	Sleutelsoorten voor Droge Europese Heide	25
Tabel 4.3:	Overzicht uitgevoerde vertrappingsstudies voor plantsoorten kenmerkend voor heidelandschappen	30
Tabel 5.1:	Overzichtstabel jaarlijkse bezoekersaantallen	43
Tabel 5.2:	Overzichtstabel aantal wandelaars per wandelgebied in 2011	44
Tabel 5.3:	Overzichtstabel aantal off-trail wandelaars voor het Nationaal Park Hoge Kempen	47

LIJST VAN AFKORTINGEN

a.d.h.v.: aan de hand van

ANB: Agentschap Natuur en Bos

d.m.v.: door middel van

EEG: Europese Economische Gemeenschap

i.e.: id est (in andere woorden)

i.p.v.: in plaats van

INBO: Instituut voor Natuur en Bosonderzoek

IUCN: International Union for the Conservation of Nature

LIKONA: Limburgse Koepel voor Natuurstudie

MA: The Millenium Assessment

NPHK: Nationaal Park Hoge Kempen

o.a.: onder andere

o.w.v.: om wille van

PES: Payment for Ecosystem Services

PF: Possibility Frontier

RLKM: vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland

TEEB: The Economics of Ecosystems and Biodiversity

t.o.v.: ten opzichte van

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation

z.d.: zonder datum

1. INLEIDING TOT HET ONDERZOEK

1.1 Probleemstelling

In 1935 introduceerde de Engelsman A.G. Tansley het begrip ‘Ecosysteem’ in het artikel *The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms*. Tansley omschreef een ecosysteem als een biologisch systeem bestaande uit al de levende of biotische componenten in een bepaald gebied en de niet-levende of abiotische componenten waaronder lucht, water, zonlicht, *etc.* die interageren met de levende organismen (Tansley, 1935). Deze ecosystemen leveren elk een grote verscheidenheid aan diensten aan de maatschappij, genaamd ecosysteemdiensten. Gekende voorbeelden hiervan zijn waterzuivering, vastlegging van CO₂, voedselvoorziening, *etc.*

Het in 2001 opgerichte The Millenium Assessment (MA) publiceert op regelmatige basis rapporten aangaande ecosystemen en ecosysteemdiensten. MA (2005) definieert een ecosysteem als een dynamisch complex van gemeenschappen van planten, dieren en micro-organismen enerzijds en de abiotische omgeving anderzijds. De voordelen die mensen verkrijgen van ecosystemen worden ecosysteemdiensten genoemd en kunnen opgedeeld worden in vier verschillende types naargelang zij bijdragen tot het welzijn en de gezondheid van mensen. De vier types van ecosysteemdiensten zijn: voorzienende ecosysteemdiensten zoals productie van voedsel en water, regulerende ecosysteemdiensten zoals de regeling van het klimaat, culturele ecosysteemdiensten zoals recreatieve voordelen en ondersteunende ecosysteemdiensten zoals nutriëntencycli (MA, 2005).

Binnen Limburg geldt het Nationaal Park Hoge Kempen (NPHK) als een ‘*hotspot*’ van terrestriële ecosystemen zoals heide, graslanden, bossen, *etc.* Hierbinnen worden verschillende ecosysteemdiensten gegenereerd zoals bijvoorbeeld de vastlegging van CO₂, de zuivering van drinkwater en de verbetering van de luchtkwaliteit. Het Regionaal Landschap Kempen en Maasland stelt een tweeledige doelstelling voor het NPHK van waaruit het park twee verschillende rollen vervult. Enerzijds is het NPHK deels opengesteld voor recreanten, die de mogelijkheid krijgen om het park te verkennen en de aanwezige flora en fauna te bezichtigen. Het NPHK vervult hiermee een recreatieve rol. Anderzijds hecht het NPHK een groot belang aan de conservatie van de grote diversiteit aan flora en fauna, waarbinnen een aantal zeldzame plant – en diersoorten aanwezig zijn. Ook de aanwezige ecosystemen en ecosysteemdiensten worden hierdoor beschermd. Het NPHK vervult hiermee een conservatie rol.

Een probleem dat zich echter stelt is dat de aanwezigheid van recreanten in het NPHK als een extra stressfactor voor plant – en diersoorten beschouwd kan worden. Dit probleem uit zich bijvoorbeeld

door plantensoorten die vertrappeld worden of diersoorten die uitwijken naar andere ecosystemen. Bijgevolg treedt er een verstoring op van het ecosysteem, waardoor de bijhorende ecosystemendiensten bedreigd worden en bijgevolg niet meer gegenereerd kunnen worden. Met andere woorden: het vervullen van de recreatieve rol door het NPHK oefent een invloed uit op de conservatie rol.

1.2 Praktische relevantie

Het belang voor mensen van ecosystemen, en de bijbehorende ecosystemendiensten, mag niet onderschat worden. Costanza *et al.* (1997) stellen dat ecosystemendiensten, en de ecosystemen die ons van deze diensten voorzien, van groot belang zijn voor het goed functioneren van de levensondersteunende systemen van de aarde. De ecosystemendiensten dragen zowel direct als indirect bij tot de welvaart van mensen. De degradatie en het verloren gaan van ecosystemen en ecosystemendiensten, zouden bijgevolg een nefast effect kunnen hebben op de mensheid.

Doordat er een conflict is tussen de recreatieve en de conservatie rol van het NPHK, wordt het park voor een trade-off gesteld. Enerzijds kan er voor gekozen worden om het jaarlijks aantal bezoekers te laten groeien. Dit heeft als gevolg dat de inkomsten voor het park zullen stijgen, maar de stress ervaren door plant – en diersoorten zal ook toenemen. Anderzijds kan het NPHK er voor kiezen om de jaarlijkse bezoekersaantallen af te bouwen, waardoor de stress ervaren door plant – en diersoorten zal afnemen. Dit heeft echter ook tot gevolg dat het park minder inkomsten zal genereren.

De trade-off die zich bijgevolg stelt, is de keuze tussen het genereren van meer inkomsten of de conservatie van aanwezige plant – en diersoorten (en bijgevolg van ecosystemen en ecosystemendiensten). Met andere woorden, een trade-off tussen de economische zijde of de biologische zijde van het NPHK.

1.3 Probleemeigenaar

Het gestelde probleem kent verschillende probleemeigenaars, in eerste instantie het NPHK zelf. Daarnaast kan de vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland (RLKM) beschouwd worden als probleemeigenaar, aangezien zij verantwoordelijk zijn voor het toeristisch en recreatieve aspect van het NPHK. Zij zijn verantwoordelijk voor ruim 20 wandelgebieden en hebben het gekende fietsroute-netwerk ontwikkeld, waarvan er enkele rondom en in het NPHK gelegen zijn.

Tot slot kan het Agentschap Natuur en Bos (ANB) van de Vlaamse overheid als probleemeigenaar beschouwd worden. Het ANB staat in voor het beheer van het NPHK en is dus mede verantwoordelijk voor de conservatie van ecosystemen en de ecosystemendiensten.

2. ONDERZOEKSVRAGEN EN ONDERZOEKSOPZET

2.1 Onderzoeksvragen

2.1.1 Centrale onderzoeksvraag

De staat van een ecosysteem is afhankelijk van de door recreanten geïnduceerde stress. Binnen het NPHK wordt, omwille van het recreatief medegebruik door de recreanten, stress uitgeoefend op de aanwezige ecosystemen en bijgevolg ook op de gegenereerde ecosystemendiensten. Het recreatief medegebruik door de recreanten brengt ook een economisch aspect met zich mee. Zo zullen recreanten hun bezoek meestal combineren met een restaurantbezoek, de aankoop van een wandelkaart, het betalen van entreegeld voor deelname aan een activiteit georganiseerd door het NPHK, *etc.* Hierdoor ontstaat de mogelijkheid om een economische schaal op te stellen voor het NPHK, die ons vertelt hoeveel recreanten jaarlijks het NPHK bezoeken, hoe de jaarlijkse bezoekersaantallen verdeeld zijn over de verschillende recreatietypes en welke uitgaven gecombineerd zijn met dit bezoek.

Omdat het recreatief medegebruik van het NPHK, zoals reeds eerder gesteld, stress te weeg brengt voor de aanwezige plant – en diersoorten, wordt in deze masterproef gezocht naar een maximale economische schaal voor het NPHK. Wanneer deze maximale economische schaal gerespecteerd wordt, zal er een optimaal punt van verstoring zijn. Onder optimale verstoring wordt deze verstoring verstaan die rekening houdt met het feit dat een verstoring niet onomkeerbaar is. Bijgevolg zal het ecosysteem gewaarborgd kunnen blijven, waardoor ook de bijhorende ecosystemendiensten gegenereerd blijven.

Aangezien het NPHK een grote diversiteit biedt aan verschillende vegetatietypes, beperken we het onderzoek tot één prominent aanwezig vegetatietype, namelijk heide.

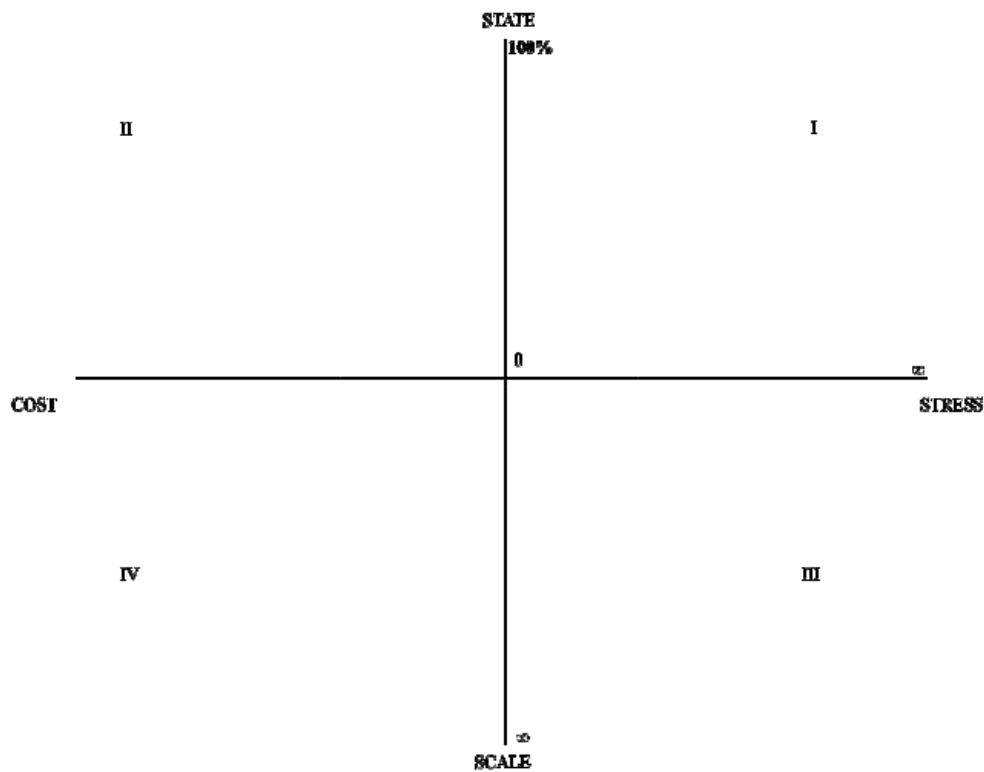
De centrale onderzoeksvraag waarop deze masterproef een antwoord zal bieden kan bijgevolg als volgend geformuleerd worden:

“Wat is de maximale economische schaal van het NPHK opdat de heidelandschappen binnen het Nationaal Park Hoge Kempen niet onomkeerbaar verstoord worden?”

2.1.2 Deelvragen

Om tot een correct en volledig antwoord op de centrale onderzoeksvraag te komen, worden ter ondersteuning vier deelvragen opgesteld. Het kader waarrond deze deelvragen opgesteld zijn, is

weergegeven in onderstaande afbeelding. Hierbij zullen de verschillende deelvragen telkens handelen rond één van de kwadranten.



Afbeelding 2.1: Gebruikt kader ter bepaling van de deelvragen

In de eerste en tweede deelvraag wordt er gewerkt in het eerste kwadrant. Hierbij wordt er gezocht naar een relatie tussen de stress uitgeoefend op een ecosysteem en de staat ervan. Alvorens deze relatie bepaald kan worden, dient nagegaan te worden wat een ecosysteem karakteriseert. Toegepast op heidelandschappen wordt de eerste deelvraag als volgt geformuleerd:

“Welke plant – en diersoorten zijn kenmerkend voor heidelandschappen?”

Hierna kan er gezocht worden naar de relatie tussen de stress uitgeoefend op het ecosysteem en de staat van het ecosysteem. Deze staat wordt mede bepaald door de kenmerkende plant – en diersoorten. Toegepast op heidelandschappen wordt de tweede deelvraag als volgt geformuleerd:

“Wat is de invloed van recreatief medegebruik op plant – en diersoorten kenmerkend voor heidelandschappen?”

In de derde deelvraag wordt er gewerkt in het tweede kwadrant. Hierbij wordt er gezocht naar een relatie tussen de staat en de kost van het verloren gaan van het ecosysteem. De kost dient als een ecologische kost beschouwd worden, en betekent de waarde die toegekend wordt aan de staat van het

ecosysteem. Met andere woorden, hoe erg is het als het ecosysteem zich in een bepaalde staat bevindt. Toegepast op heidelandschappen wordt de derde deelvraag als volgt geformuleerd:

“Wat is de relatie tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan van heidelandschappen?”

In de laatste deelvraag wordt er gewerkt in het derde kwadrant. Hierbij wordt er gezocht naar een relatie tussen de economische schaal van het NPHK en de stress die uitgeoefend wordt op een ecosysteem. Deze relatie kan bepaald worden aan de hand van de huidige economische schaal. De huidige economische schaal wordt hier vastgesteld als het aantal wandelaars in het NPHK. Toegepast op heidelandschappen wordt de vierde deelvraag als volgt geformuleerd:

“Wat is de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen?”

2.2 Onderzoeksoptzet

Na een algemene uitleg over het ontstaan en de werking van het NPHK, zal het verdere onderzoek van deze masterproef in drie delen verlopen. Hierbij wordt in de eerste twee delen een antwoord geboden op de deelvragen. In het derde en laatste deel worden de inzichten en antwoorden gecombineerd, en wordt er een concreet antwoord geboden op de centrale onderzoeksvraag. Hieronder volgt een kort overzicht.

2.2.1 Het Nationaal Park Hoge Kempen vanuit een biologisch oogpunt

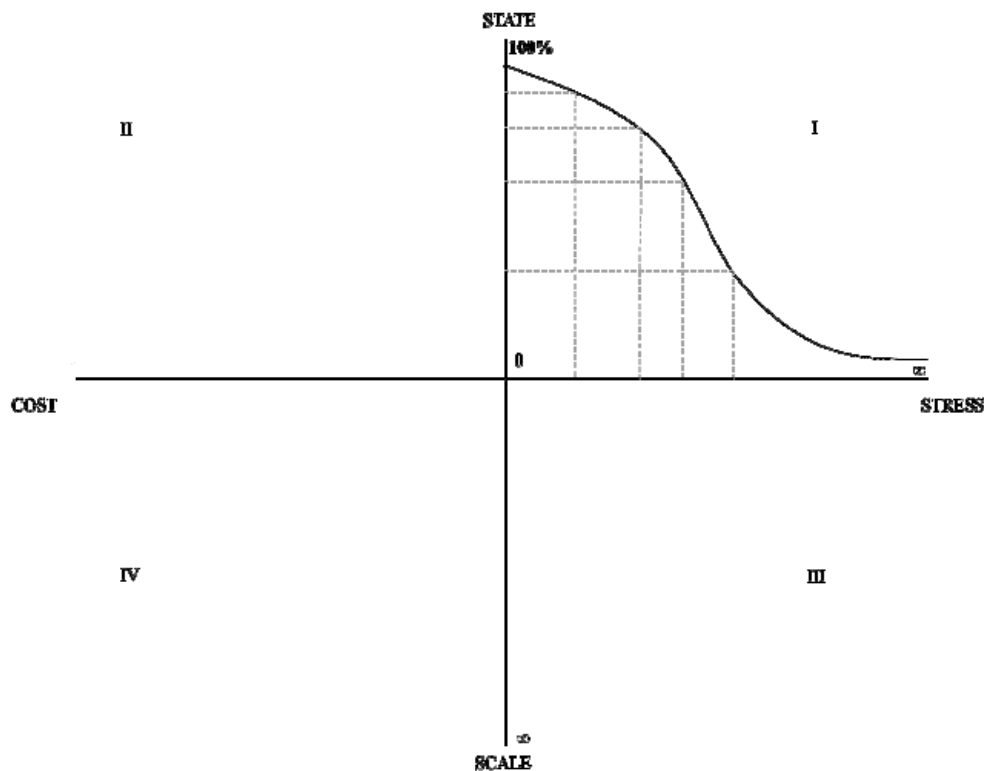
In het eerste deel van de masterproef wordt het NPHK bekeken vanuit een biologisch en ecologisch oogpunt, om zo tot een antwoord te komen op de eerste drie deelvragen. Hierbij zal er gewerkt worden in kwadrant I en II van *afbeelding 2.1*.

De eerste deelvraag zal dienen ter ondersteuning van de tweede deelvraag. Hierbij wordt er gestart vanuit het begrip ‘biodiversiteit’ en wordt het belang ervan benadrukt. Vervolgens wordt er gekeken naar een geschiedenis van de heidelandschappen en wordt gekeken naar hoe deze vroeger gebruikt werden. Deze geschiedenis zal ons helpen begrijpen hoe het komt dat heidelandschappen doorheen de jaren gedegradeerd zijn. Deze evolutie wordt ook bekeken voor Vlaanderen. Aangezien uit deze geschiedenis duidelijk zal blijken dat de staat achteruit gegaan is, wordt er gezocht naar beschermingsmaatregelen die reeds genomen zijn om deze degradatie tegen te gaan. Hierbij zal vooral gekeken worden naar de Europese Habitatrictlijn en de rol die het speelt in de bescherming van

heidelandschappen, en zullen begrippen zoals ‘lokale staat van instandhouding’ en ‘sleutelsoorten’ geïntroduceerd worden. Aan de hand van deze sleutelsoorten kan vervolgens een antwoord geformuleerd worden op de eerste deelvraag.

In de tweede deelvraag wordt er een relatie gezocht tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van de heidelandschappen. Hierbij zal de uitgeoefende stress veroorzaakt worden door vertrappeling afkomstig van wandelaars, en zal de staat bepaald worden door de aanwezigheid van de kenmerkende plant – en diersoorten.

Deze relatie (en het type functie) zal op een theoretische wijze geconstateerd worden aan de hand van eerdere studies. Voorbeelden van type relaties zijn: een exponentiële relatie, een lineaire relatie, *etc.* Ter illustratie geeft *afbeelding 2.2* een mogelijke relatie tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van heidelandschappen.



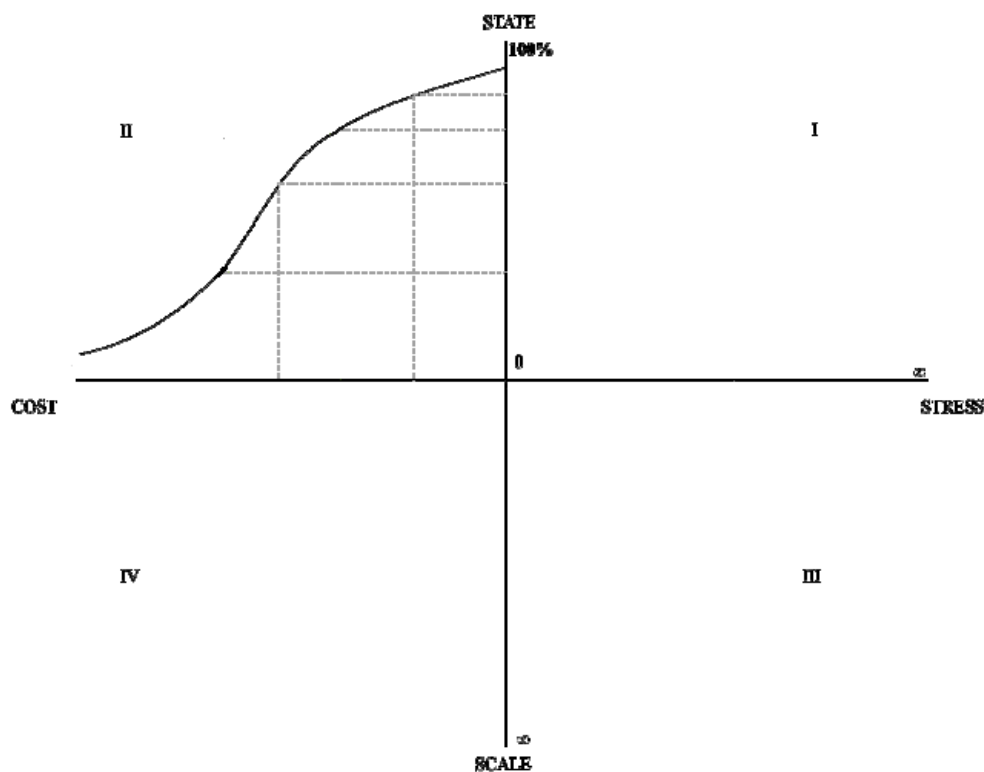
Afbeelding 2.2: Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van heidelandschappen in kwadrant I

De voorbeeldweergave in *afbeelding 2.2* vertoont een parabolisch verloop. Concreet betekent dit dat wanneer er een hoge mate van stress uitgeoefend wordt, de staat van het heidelandschap slecht zal zijn. Bijgevolg zullen er minder kenmerkende plant – en diersoorten aanwezig zijn. Omgekeerd betekent een lage mate van stress dat er een goede staat van het heidelandschap zal zijn. Bijgevolg

zullen er meer kenmerkende plant – en diersoorten aanwezig zijn. Het parabolisch verloop van de voorbeeldweergave duidt er op dat naarmate de stress stijgt, de staat van het heidelandschap trager afneemt.

Het laatste gedeelte van het biologische aspect zal handelen over de relatie tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan ervan. Concreet wordt hier de vraag gesteld hoe erg het is als heidelandschappen verloren zouden gaan. Dit wordt bekeken vanuit het standpunt van het ecosysteem. Hierbij wordt bijvoorbeeld aan biologen gevraagd hoe erg zij het zouden vinden indien heidelandschappen verdwijnen. Dit in tegenstelling tot wanneer gekeken wordt vanuit het standpunt van recreanten. Hierbij wordt een economische waarde geplakt op het ecosysteem, en wordt hiermee een economische kost bepaald voor het verloren gaan van een heidelandschap. In deze masterproef zullen we de focus leggen vanuit het standpunt van het ecosysteem.

Aangezien dit een subjectief gegeven is, wordt dit verband nagegaan a.d.h.v. gesprekken met biologen en het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO). Op basis van deze gesprekken kan vervolgens een relatie in het tweede kwadrant van *afbeelding 2.1* bepaald worden. Ter illustratie geeft onderstaande afbeelding een mogelijke relatie tussen de staat van heidelandschappen en de kost die gepaard gaat met het verloren gaan van heidelandschappen.



Afbeelding 2.3: Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen kost van het verloren gaan van heidelandschappen en de staat van heidelandschappen in kwadrant II

De voorbeeldweergave in *afbeelding 2.3* vertoont een parabolisch verloop. Concreet betekent dit dat wanneer de staat van een heidelandschap zeer goed is, het minder erg gevonden wordt indien het verder degradeert. Wanneer echter de staat van het heidelandschap slecht is, zal het verder degraderen ervan als veel erger beschouwd worden. Het parabolisch verloop van de functie duidt er op dat naarmate de staat van het heidelandschap verslechtert, er een steeds lagere kost wordt toegekend aan het verloren gaan van het heidelandschap.

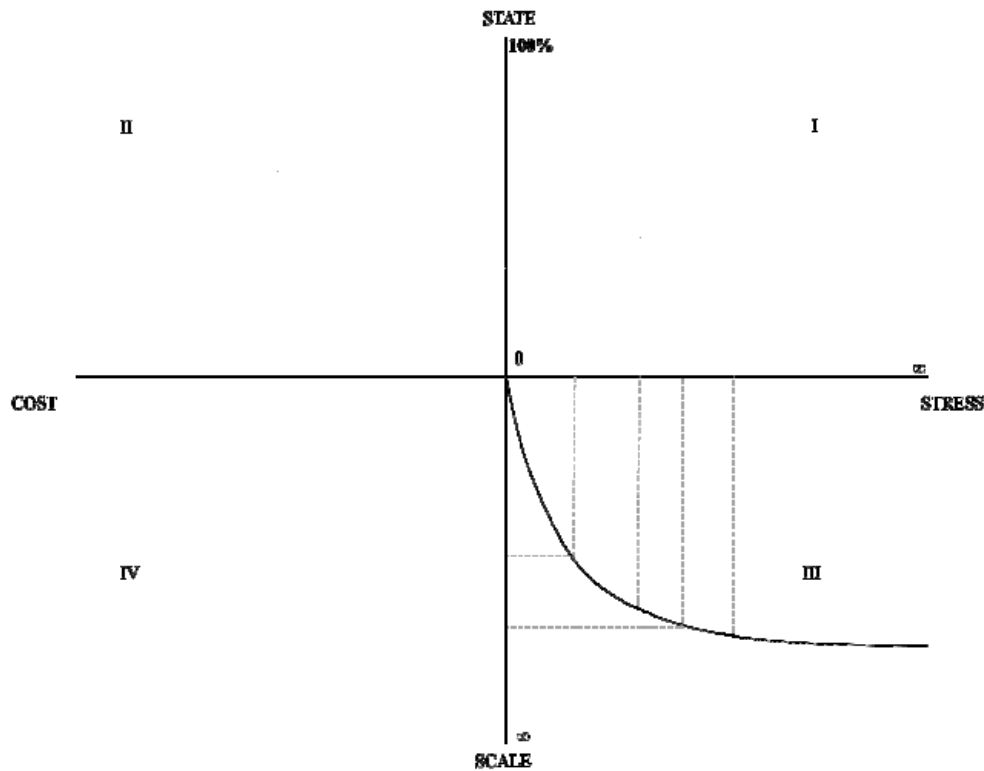
2.2.2 Het Nationaal Park Hoge Kempen vanuit een economisch oogpunt

In het tweede deel van de masterproef wordt het NPHK bekeken vanuit een economisch oogpunt, en wordt een antwoord geboden op de vierde en laatste deelvraag. In dit deel zal bijgevolg gezocht worden naar een relatie tussen de uitgeoefende stress op heidelandschappen en de economische schaal. Hierbij wordt de economische schaal bepaald als het aantal wandelaars binnen het NPHK.

Alvorens deze relatie bepaald wordt, wordt eerst gekeken naar een alternatieve methode en waarom deze benadering niet gekozen wordt. Vervolgens worden de begrippen ‘economische schaal’ en ‘maximale economische schaal’ verder uitgewerkt, en wordt uitgelegd waarom deze aanpak gekozen wordt.

Vervolgens wordt aan de hand van data afkomstig van het NPHK de huidige economische schaal bepaald. Aangezien het voornamelijk off-trail wandelaars zijn die verstoring veroorzaken, wordt vervolgens gezocht naar de verhouding tussen het aantal off-trail wandelaars t.o.v. het totale aantal wandelaars. Aan de hand van de huidige economische schaal en het gevonden percentage aan off-trail wandelaars, kan een relatie bepaald worden tussen de uitgeoefende stress op heidelandschappen en de economische schaal.

Deze relatie kan vervolgens onder de vorm van een functie in het derde kwadrant geplaatst worden. Ter illustratie geeft onderstaande afbeelding een mogelijke relatie tussen de economische schaal en de uitgeoefende stress op heidelandschappen.



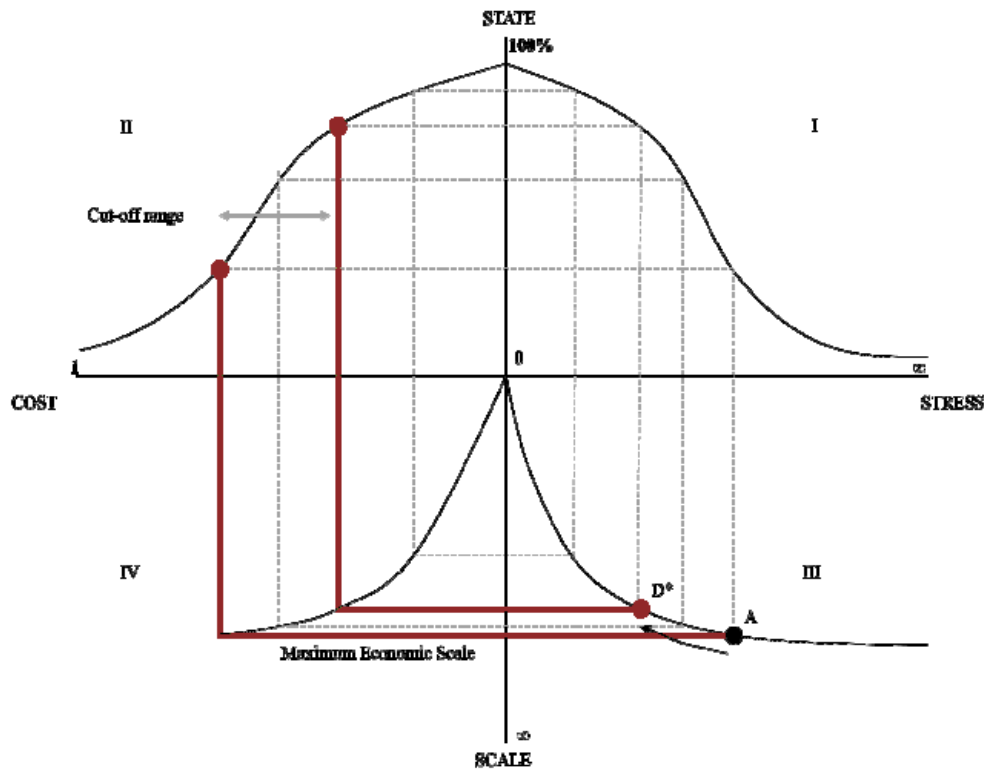
Afbeelding 2.4: Voorbeeldweergave van een mogelijke relatie tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en economische schaal (bepaald als het aantal wandelaars) in kwadrant III

De voorbeeldweergave in *afbeelding 2.4* vertoont een parabolisch verloop. Concreet betekent dit dat wanneer er weinig wandelaars zijn (kleine economische schaal), er weinig stress uitgeoefend wordt op het heidelandschap. Wanneer er echter veel wandelaars zijn (grote economische schaal), wordt een hogere stress per extra bezoeker uitgeoefend op het heidelandschap. Het parabolisch verloop van de functie duidt er op dat naarmate er meer wandelaars zijn, er een steeds groter wordende stress uitgeoefend wordt op de heidelandschappen.

2.2.3 Bepaling maximale economische schaal

In het derde en laatste deel van deze masterproef worden de inzichten en antwoorden verworven in de twee voorgaande delen gecombineerd voor het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag.

Door de verschillende relaties samen in het kader te plaatsen zijn we in staat een maximale economische schaal te bepalen. Volgende afbeelding toont de relaties uit de voorbeeldweergaven samen in het kader.



Afbeelding 2.5: Voorbeeldweergave van de combinatie van de verschillende illustratieve relaties samen in het gehanteerde kader

Een belangrijk begrip bij de bepaling van de maximale economische schaal is de ‘cut-off range’, weergegeven in het tweede kwadrant. Er wordt gekozen voor een cut-off range in plaats van een cut-off value omdat er voor de bepaling van een cut-off range geen exacte waarden bepaald moeten worden (o.w.v. de reden dat een range ruimer is dan een waarde).

De cut-off range wordt vastgelegd a.d.h.v het verband tussen de staat van een ecosysteem en de kost van het verloren gaan van dit ecosysteem. Deze kan beschouwd worden als wat maximaal aanvaard wordt als kost aan het milieu. In andere woorden gesteld: hoe ver mag het ecosysteem gedegradeerd zijn. Op basis van dit gegeven kan er teruggekeken worden naar wat de maximale stress mag zijn die uitgeoefend mag worden op het ecosysteem, zodanig dat de maximaal toegelaten degradatie gerespecteerd wordt. Uit deze maximaal toegelaten stress kan vervolgens een maximale economische schaal bepaald worden.

3. VOORSTELLING VAN HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN

Het Nationaal Park Hoge Kempen is een natuurgebied gelegen in de Belgische provincie Limburg waar meer dan 5 700 hectare bos en heide beheerd worden. Het park strekt zich uit over het gebied gelegen tussen de gemeenten Dilsen-Stokkem, Maasmechelen, Zutendaal, Lanaken, Genk en As¹. Het park werd op 23 maart 2006 officieel geopend en is hiermee het eerste, en tevens enige, Nationaal Park gelegen in België. Recreanten kunnen het NPHK vrij betreden en kunnen gebruik maken van de vele wandel -, fiets - en ruiterroutes gelegen in en rondom het park. In 2011 werden er ruim 775 000 bezoekers geregistreerd.



Afbeelding3.1: Ligging Nationaal Park Hoge Kempen (Bron: Landschapskrant Editie Nationaal Park Hoge Kempen, 2011)

¹ <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/algemeen/>, geraadpleegd op 01/11/2012

3.1 Wat is een Nationaal Park?

Alvorens verder gegaan wordt met de bespreking van het NPHK, wordt er eerst bepaald wat de term Nationaal Park betekent en waarom het NPHK een Nationaal Park genoemd mag worden. Een algemene definitie van een Nationaal Park wordt gegeven door de International Union for the Conservation of Nature (IUCN). Het IUCN stelt dat een Nationaal Park gecatalogeerd kan worden als een beschermd gebied:²:

A protected area is a clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long-term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values.

Belangrijk uitgangspunt van deze definitie is het bereiken van een lange termijn conservatie van de natuur en de daarbij horende ecosysteemdiensten, waarbij mensen nog steeds gebruik kunnen maken van de culturele waarden die de natuur ons biedt.

Al naargelang het gestelde beleid binnen een beschermd gebied onderscheidt het IUCN zes verschillende categorieën van beschermde gebieden. Deze categorieën worden door internationale instanties zoals de Verenigde Naties en nationale overheden erkend als een globale standaard voor de definiëring van beschermde gebieden. Aldus kunnen deze beschermde gebieden opgenomen worden binnen wetgevingen³. De zes categorieën van beschermde gebieden zijn: *Strict Nature Reserve*, *Wilderness Area*, *National Park*, *Natural Monument Or Feature*, *Habitat/Species Management Area*, *Protected Landscape/Seascape* en *Protected Area With Sustainable Use Of Natural Resources*.

Van de verschillende categorieën van beschermde gebieden is binnen deze masterproef de derde categorie van belang, namelijk Nationale Parken. Ook hiervoor geeft het IUCN een definitie, dewelke luidt⁴:

National Parks are large natural or near natural areas set aside to protect large-scale ecological processes, along with the complement of species and ecosystems characteristic of the area, which also provide a foundation for environmentally and culturally compatible spiritual, scientific, educational, recreational and visitor opportunities.

² http://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/pas_gpap/, geraadpleegd op 01/11/2012

³ http://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/gpap_quality/gpap_pacategories/, geraadpleegd op 01/11/2012

⁴ http://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/gpap_quality/gpap_pacategories/gpap_pacategory2/, geraadpleegd op 01/11/2012

Deze definitie sluit nauw aan bij de eerder gestelde tweeledige doelstelling van het NPHK: enerzijds de conservatie van de aanwezige flora en fauna en anderzijds het openstellen van het park voor recreanten. Hierdoor voldoet het NPHK aan de hierboven beschreven definitie. Daarnaast lezen we op de website van het NPHK dat een Nationaal Park een natuurgebied moet zijn met een totale oppervlakte van minstens 1 000 hectare. Ook aan deze voorwaarde is voldaan aangezien het park een oppervlakte heeft van ruim 5 700 hectare.

3.2 Geschiedenis van het Nationaal Park Hoge Kempen

Likona (2005) geeft een overzicht van de geschiedenis voorafgaande aan de realisatie van het NPHK. De eerste ideeën omtrent de oprichting van een Nationaal Park dateren reeds van 1912 waarbij prof. Masart pleitte voor de realisatie van een groot natuurpark. Ondanks vele initiatieven tot het oprichten van het Nationaal Park, kwam de daadwerkelijke oprichting ervan pas in een stroomversnelling wanneer in 1990 de vzw Regionaal Landschap Hoge Kempen, later vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland (RLKM), opgericht werd. De vzw RLKM ontstond uit een samenwerking tussen Natuurpunt en de toenmalige Kempense Steenkoolmijnen NV en werd opgericht binnen het kader van de Limburgse Reconvertie. Ten gevolge van de sluiting van de steenkoolmijnen in Limburg stelde de vzw RLKM als doelstelling om meer werkgelegenheid te creëren binnen de toeristische sector. Reeds van het begin speelde het idee bij de vzw RLKM om een Nationaal Park op te richten.

In 2000 ontving de vzw RLKM van de Vlaamse Regering de opdracht om een masterplan op te stellen in nauw overleg met de zes betrokken gemeentebesturen, het provinciebestuur en de bevoegde Vlaamse administraties. Het masterplan diende om de krijtlijnen voor de oprichting van een Nationaal Park uit te schrijven. Na akte genomen te hebben van het masterplan in 2002, zette de Vlaamse Regering de nodige stappen om over te gaan tot een realisatie van het masterplan en werd het Projectbureau Nationaal Park Hoge Kempen opgericht. Na enkele jaren werd in 2006 door alle betrokken partners besloten dat er aan voldoende voorwaarden voldaan is om te kunnen spreken van een Nationaal Park volgens de definitie van het IUCN. In het bijzijn van de toenmalige Europese Commissaris voor Leefmilieu Stavros Dimas werd het Nationaal Park Hoge Kempen officieel geopend op 23 maart 2006. Hiermee is het NPHK het eerste Nationaal Park gelegen in België.

Een volgende stap in de ontwikkeling van het NPHK is het behalen van een Werelderfgoed-erkenning. De beslissing tot het toekennen van een Werelderfgoed-erkenning ligt in handen van de United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation (UNESCO). De vzw RLKM opperde om vanaf 2009 tot 2014 een nominatiedossier op te stellen voor het behalen van deze erkenning. Het te doorlopen traject omvat vijf stappen, waarvan de eerste twee stappen reeds behandeld zijn. Deze omvatte een haalbaarheidsstudie en de aanmelding bij UNESCO. Sinds 2012 wordt gewerkt aan de

derde stap in het traject, namelijk de samenstelling van het dossier. Stap vier en vijf tenslotte omvatten het indienen en evalueren van het dossier, waarna een beslissing genomen zal worden door het Werelderfgoed-comité⁵. Met de eventuele toekenning van een Werelderfgoed-erkenning zou het NPHK op de Werelderfgoed-lijst komen te staan in het gezelschap van o.a. de Grote Markt van Brussel, het historisch centrum van Brugge, de Onze-Lieve-Vrouwekathedraal van Doornik, *etc.*

3.3 Gerelateerde organisaties

Verschillende organisaties en instanties zijn in een bepaalde mate gerelateerd aan het NPHK. Deze staan o.a. in voor het stellen van een beleid of voor het beheer van het park.

Een eerste gerelateerde organisatie is de vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland, actief in het Noord-Oosten van Limburg, waarvan het NPHK deel uitmaakt. De vzw RLKM is een samenwerkingsverband tussen het Vlaamse Gewest, de provincie Limburg, Limburgse gemeenten, natuurverenigingen (zoals bijvoorbeeld Natuurpunt) en landbouworganisaties (zoals bijvoorbeeld de Boerenbond). Met dit samenwerkingsverband probeert de vzw RLKM duurzaam toerisme te stimuleren. Hun missie is om de kwaliteiten van natuur en landschap in haar werkingsgebied te benadrukken. Hierbij willen ze mensen overtuigen dat natuurbehoud – en ontwikkeling een meerwaarde kan betekenen voor de regio⁶. Daarnaast staat de vzw RLKM gekend voor de ontwikkeling van het welgekende fietsroutenetwerk.

De vzw RLKM is eigenaar van verschillende landschappen. Naast het NPHK bezitten ze nog twee andere landschappen. Eén ervan is het landschap Kempen-Broek, gelegen op de grens van Belgisch en Nederlands Limburg en de Nederlandse provincie Noord-Brabant. Kempen-Broek is een vochtige regio waarin o.a. vennen en beekvalleien aanwezig zijn⁷. Daarnaast bezit de vzw RLKM de Maasvallei, een regio waar de voornaamste rol weggelegd is voor de Maas. Deze rivier heeft doorheen de jaren een grillig landschap gecreëerd met o.a. rivierarmen en grindbanken. Rondom de Maasvallei zijn ook verschillende woonkernen gelokaliseerd⁸.

Een tweede gerelateerde organisatie is het Agentschap Natuur en Bos (ANB) van de Vlaamse Overheid. Het ANB staat in voor het behoud, de bescherming en de ontwikkeling van natuurgebieden, bossen en parken. Zo beheert het in totaal 75 000 hectare bos of natuurgebied, in samenwerking met

⁵ <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/hoge-kempen-erfgoed-databank/>, geraadpleegd op 24/01/2013

⁶ <http://www.rlkm.be/nl/organisatie/werking/>, geraadpleegd op 24/01/2013

⁷ <http://www.rlkm.be/nl/streek-met-streken/kempen-broek/>, geraadpleegd op 24/01/2013

⁸ <http://www.rlkm.be/nl/streek-met-streken/maasvallei/>, geraadpleegd op 24/01/2013

verschillende partners. Van deze 75 000 hectare bossen of natuurgebieden die het beheert, is 42 300 hectare in haar eigen bezit⁹.

Het ANB is verantwoordelijk gesteld voor het beheer van het NPHK. Het agentschap streeft naar een zo natuurlijk mogelijk ecosysteem dat in staat is zichzelf volledig te reguleren. Hierbij wordt veel aandacht geschonken aan de reeds bestaande culturele waarde van het West-Europese heidellandschap, en tracht men deze niet verloren te laten gaan. De taken die het ANB uitvoert in het NPHK omvatten o.a. het afmaaien van oude heide en het kappen van bomen. Deze worden verspreid doorheen ruimte en tijd, en dusdanig ontstaat voor mens en natuur een grote variatie aan biotopen¹⁰.

Tot slot dient nog melding gemaakt te worden van Het Projectbureau, dat instaat voor het uitstippelen van het beleid van het NPHK. Tal van partners zijn verantwoordelijk voor de realisatie van het NPHK, waaronder o.a. gemeentebesturen, het provinciebestuur, de Vlaamse Overheid, natuur – en milieuverenigingen, horeca-uitbaters,... Om al deze actoren te laten samenwerken en gezamenlijk te laten overleggen, werd de vzw RLKM de opdracht gegeven een Projectbureau op te richten. De uitkomst van Het Projectbureau is een gemeenschappelijk beleid voor de verschillende actoren van het NPHK. Dit komt o.a. tot uiting door een duidelijke communicatiestrategie en een herkenbare inrichting van het NPHK en haar verschillende toegangspoorten. Tot slot organiseert Het Projectbureau momenten van overleg en zoekt het actief naar nieuwe financiële mogelijkheden. De werking van Het Projectbureau wordt gefinancierd door het ANB¹¹.

3.4 Recreatief medegebruik van het Nationaal Park Hoge Kempen

Bade *et al.* (2011) stelt dat het recreatief medegebruik van het NPHK als stimulans voor het natuurgericht toerisme in de regio een belangrijk doel is van het Masterplan. Recreanten worden niet enkel beschouwd als een bedreiging, maar ook als een opportuniteit. Omwille van deze reden is het NPHK gedeeltelijk open gesteld voor bezoekers, waar zij de kans krijgen te genieten van de rijkdom aan natuur die het NPHK tentoonstelt.

Een belangrijke rol in de toegankelijkheid van het NPHK is weggelegd voor de toegangspoorten. Deze zijn gelegen aan de rand van het park, in een van de omliggende gemeenten, en zijn allemaal met elkaar verbonden d.m.v. een bewegwijzerde wandelroute. Momenteel bestaan er vijf lokale toegangspoorten die dienst doen als uitvalsbasis voor een bezoek aan het park. Ze zijn elk opgebouwd in dezelfde stijl en gaan volledig op in de omgeving. De vijf toegangspoorten zijn: Kattevennen

⁹ http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Over-ons/Wie_zijn_we.aspx, geraadpleegd op 24/01/2013

¹⁰ <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/algemeen/beheer/>, geraadpleegd op 24/01/2013

¹¹ <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/algemeen/organisatie/>, geraadpleegd op 24/01/2013

(Genk), Mechelse Heide (Maasmechelen), toegangspoort Lieteberg (Zutendaal), toegangspoort Station As (As) en toegangspoort Pietersheim (Lanaken)¹².

Naast het feit dat de verschillende toegangspoorten dienst doen als plaats waar recreanten opgevangen worden, informatie kunnen verkrijgen of hun wagen kunnen parkeren, biedt elke toegangspoort ook haar eigen activiteiten aan (*Tabel 3.1*).

Toegangspoort	Activiteit
Kattevennen	<i>Cosmodrome, Paardrijden en mennen, Mountainbiken, Minigolf, Stenenpad, Speeltuin en Skiën op matten</i>
Lieteberg	<i>Blote voetenpad en Entomopolis met vlinderkoepel</i>
Mechelse Heide	<i>Schuilhut</i>
Pietersheim	<i>Kinderboerderij, Kabouterpad en Speeltuin</i>
Station As	<i>Uitkijktoren, Toeristische trein, Minitrein en Spoorfietsen</i>

Tabel 3.1: Overzichtstabel activiteiten georganiseerd aan de toegangspoorten van het Nationaal Park Hoge Kempen (Bron: <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/toegangspoorten/>)

Buiten de mogelijkheid tot deelname aan de attracties gelegen aan de toegangspoorten, is het de recreanten ook toegelaten om het NPHK te betreden en de aanwezige natuur te bezichtigen. De recreant kan o.a. kiezen tussen wandelroutes van 3 tot 16 kilometer, gebruik maken van het fietsroutenetwerk gelegen in het NPHK of gebruik maken van ruim 140 kilometer aan ruiterroutes. Daarnaast worden de genoemde activiteiten ook aangeboden en georganiseerd onder begeleiding van een ranger.

3.5 Flora en fauna in het Nationaal Park Hoge Kempen

Het NPHK is het grootste bos – en natuurgebied van Vlaanderen waarvan bij de oprichting de reeds bestaande natuurgebieden de Mechelse Heide, De Vallei van de Ziepebeek, het Ven onder de Berg en de Neerharer Heide werden opgenomen in het park. Het landschap bestaat uit uitgestrekte dennenbossen, afgewisseld met heidevelden, zandduinen en waterplassen. Volgende plant – en diersoorten zijn er o.a. aanwezig: loofbossen, vennen, grindplassen, gladde slang, heideblauwtje, heikikker, veldparelmoervlinder, *etc.* (Bade *et al.*, 2011).

Likona (2005) geeft een opsomming van zowel de aanwezige flora als de aanwezige fauna in het NPHK, en stelt dat het park een ‘*hotspot*’ is voor zowel plant – als diersoorten. Zo telde de laatste inventarisatieperiode, gaande van 1979 tot 2002, 517 verschillende plantensoorten. Nog belangrijker

¹² <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/toegangspoorten/>, geraadpleegd op 03/11/2012

dan deze diversiteit is dat bepaalde van deze plantensoorten zo zeldzaam zijn dat hun voortbestaan bedreigd wordt. Deze plantensoorten staan op de Rode Lijst van Bedreigde Soorten.

De Rode Lijst van Bedreigde Soorten is een lijst ontwikkeld door het eerder genoemde IUCN. Deze lijst werd ontwikkeld voor de status van de conservatie van zowel plant – als diersoorten te beoordelen. Het omvat o.a. groottes, trends en geografische verspreiding van planten– en dierenpopulaties. Het doel van de Rode Lijst is om informatie en analyses te verschaffen over de status, trends en bedreigingen voor plant– en diersoorten om zo de nodige maatregelen te treffen voor de conservatie¹³.

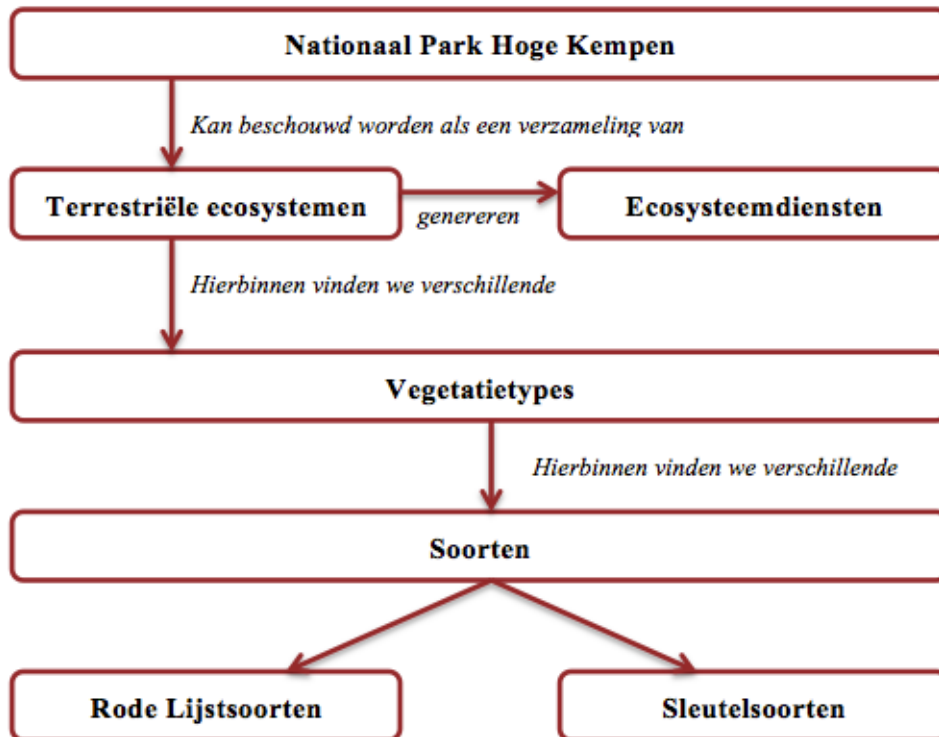
Van de 517 aanwezige plantsoorten binnen het NPHK, zijn 40 soorten geteld die op de Rode Lijst voorkomen. Zo staan o.a. de *Kleine Wolfsklauw* aanwezig in de Mechelse Heide, de *Grote Wolfsklauw* aanwezig in de Kikbeekvallei, de *Waterlobelia* aanwezig in de Heuvelsven en de *Beenbreek* aanwezig in de Neerharenheide Rode Lijstsoorten. Naast deze 40 zijn er ook nog 44 plantsoorten waargenomen die gecatalogeerd kunnen worden als zeldzaam en achteruitgaand (Likona, 2005).

Ook bij de diersoorten aanwezig in het NPHK vinden we tal van Rode Lijstsoorten. Aangezien er binnen één diersoort tal van verschillende soorten aanwezig zijn, is het moeilijk om een exacte inventarisatie op te maken voor het totaal aantal diersoorten aanwezig in het NPHK. Zo stelt Likona (2005) bijvoorbeeld dat de Belgische keverfauna alleen al op 4000 verschillende soorten geschat wordt. Wel staat vast dat binnen het totaal aantal diersoorten in het NPHK een groot aantal Rode Lijstsoorten zitten, samen met de soorten die gecatalogeerd zijn als zeldzaam en achteruitgaand. Likona (2005) probeert om een opsomming te geven van de aanwezige diersoorten die op de Rode Lijst staan. Zo zijn o.a. Rode Lijstsoorten terug te vinden tussen de libellen (17 van de 50), mieren (16 van de 34), bijen (119 van de 365),...

3.6 Overzichtsschema gehanteerde termen

Alvorens verder te gaan met het biologische gedeelte van deze masterproef, wordt eerst een schema opgesteld waarin de verbanden tussen de verschillende begrippen zoals ecosysteem, ecosysteemdiensten, vegetatietypes, rode lijst soorten en sleutelsoorten worden weergegeven.

¹³ <http://www.iucnredlist.org/about/red-list-overview#introduction>, geraadpleegd op 03/11/2012



Afbeelding 3.2: Overzichtsschema gehanteerde begrippen binnen deze masterproef

Het **Nationaal Park Hoge Kempen** kan beschouwd worden als een verzameling van West-Europese **terrestriële ecosystemen** zoals heidelandschappen, bossen, *etc.* Het zijn deze ecosystemen die een grote diversiteit aan **ecosysteemdiensten** genereren. Binnen deze ecosystemen zijn tal van **vegetatietypes** (zoals graslanden, heide, bossen,...) te vinden.

De verschillende vegetatietypes herbergen een grote diversiteit aan **soorten**. Deze soorten kunnen zowel plant – als diersoorten zijn. Verder kunnen er ook enkele speciale types van soorten gevonden worden. Enerzijds zijn er de **Rode lijst soorten** en anderzijds de **sleutelsoorten**, dewelke kenmerkend zijn voor een bepaald vegetatietype. Zonder de aanwezigheid van deze sleutelsoorten is er geen sprake van het bepaald vegetatietype (bijvoorbeeld: zonder de aanwezigheid van de sleutelsoorten voor heidelandschappen kan niet gesproken worden van het vegetatietype heidelandschappen). Omwille van deze reden wordt gekozen om verder te werken met sleutelsoorten.

4. HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN: EEN BIOLOGISCH OOGPUNT

In dit hoofdstuk wordt het NPHK bekeken vanuit een biologisch en ecologisch oogpunt. Dit creëert de mogelijkheid om een antwoord te formuleren op de eerste drie deelvragen.

4.1 Biodiversiteit en het belang van biodiversiteit

Een belangrijk begrip dat onlosmakelijk verbonden is met ecologie en biologie, is biodiversiteit. Biodiversiteit kan aanschouwd worden als ons natuurlijk kapitaal aangezien het mede verantwoordelijk is voor het leveren van ecosysteemdiensten, zoals o.a. voedsel, zuiver water, schone lucht. Daarnaast dragen ecosysteemdiensten bij tot de regulering van het klimaat (Europese Commissie, 2011). Biodiversiteit op zichzelf is geen ecosysteemdienst, maar het ligt wel aan de grondslag van ecosysteemdiensten (TEEB, 2008).

Het begrip biodiversiteit kent verschillende definities. TEEB (2008) definieert het als de hoeveelheid en de variabiliteit tussen levende organismen binnen soorten (genetische diversiteit), tussen soorten en tussen ecosystemen. Smith en Smith (2009) definiëren biodiversiteit dan weer als een maatstaf van de verschillende soorten organismen binnen een welbepaalde regio. De Europese Commissie (2011) tenslotte, geeft een beknopte definitie die de voorgaande definities bondig samenvat: Biodiversiteit is de buitengewone variatie aan ecosystemen, soorten en genen die ons omringt.

Díaz *et al.* (2006) stelt dat biodiversiteit een invloed uitoefent op het welzijn van mensen. Biodiversiteit beïnvloedt ecosystemen en processen die hiermee gepaard gaan op een positieve wijze. Deze beïnvloeding zorgt er voor dat vitale ecosystemen voor mensen gegarandeerd kunnen blijven. Christie *et al.* (2012) neemt eenzelfde standpunt in en stelt dat biologische diversiteit het functioneren van ecosystemen en de voorziening van ecosysteemdiensten ondersteunt. O.a. Costanza *et al.* (1997) en MA (2005) waren reeds in eerdere studies tot eenzelfde conclusie gekomen.

De voorgaande studies toonden aan dat het belang van biodiversiteit niet te onderkennen valt. Desondanks kan worden waargenomen dat wereldwijd biodiversiteit verloren aan het gaan is. Ten gevolge van het verlies aan biodiversiteit, bevinden ook ecosystemen, evenals de geleverde ecosysteemdiensten, zich in een staat van degradatie. MA (2005) onderzocht de staat van 24 ecosysteemdiensten. Hiervan bevonden er 15 in een staat van degradatie, of werd de ecosysteemdienst op een niet-duurzame wijze gebruikt. Daarnaast stelt MA dat in de afgelopen 50 jaren de mensheid ecosystemen sneller en extensiever veranderd heeft dan in eender welke vergelijkbare periode. Uit

verschillende projecties en scenario's blijkt dat deze degradatie in de komende decennia nog zal versnellen (MA, 2005). Andere cijfers aangaande het verloren gaan van soorten zijn even verontrustend. Soorten verdwijnen 100 tot 1000 keer sneller dan het natuurlijke tempo, 75% van de visbestanden is overbevist of aanzienlijk uitgedund, 75% van de genetische diversiteit van landbouwgewassen is verloren gegaan, 13 miljoen hectaren tropische bossen worden jaarlijks geroid en 20% van de tropische koraalriffen op de aarde is reeds verdwenen (Europese Commissie, 2011). Drivers voor deze aanzienlijke veranderingen zijn een groeiende bevolking, de economische groei, een verandering in het landgebruik en een verandering in het klimaat (Christie *et al.*, 2012).

4.2 Heidelandenschappen

Eén van de habitattypen die gekenmerkt worden door een hoge diversiteit aan specifieke soorten, zijn heiden (Piessens *et al.*, 2004). Klassiek wordt een heide omschreven als een altijd groene dwergstruikformatie, zonder of met weinig bomen of struiken, met een doorgaans goed ontwikkelde moslaag (Vandenbussche *et al.*, z.d.). Heidesystemen komen voor in een smalle band langs de Atlantische kusten van Europa en worden aanzien als uniek in de wereld (Likona, 2005). Webb (1998) stelt dat heidelandenschappen een van de voornaamste culturele landschappen zijn van de Atlantische regio in West-Europa.

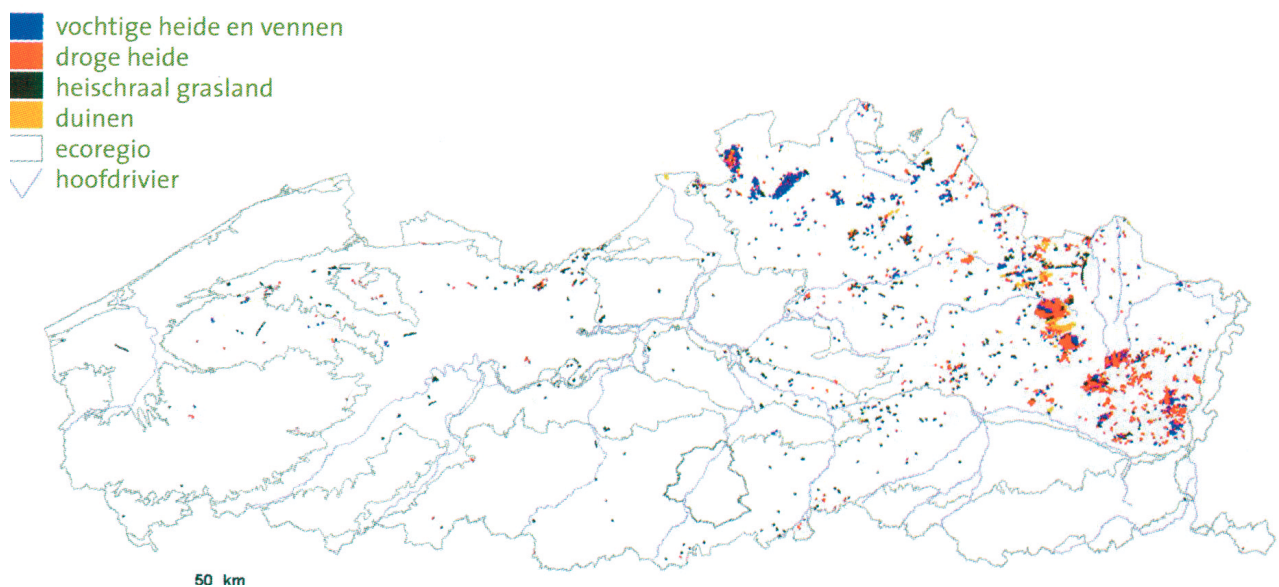
Piessens en Hermy (2006) stellen dat heidelandenschappen tot het einde van de 18^{de} eeuw een belangrijk onderdeel vormden van agrarische systemen. Deze agrarische systemen waren gebaseerd op de verrijking van akkers via potstal. Overdag graasden schapen over heidelandenschappen, 's avonds lieten ze in de potstal mest achter waarmee kleine akkers op de arme gronden van boeren bemest konden worden. Dit agrarische systeem was terug te vinden van het hoge Noorden tot in Portugal (Likona, 2005). Met de intensivering van landbouw verloren heidelandenschappen veel van hun economische waarde. Veel van de bestaande heidelandenschappen werden geconverteerd naar meer winstgevende landgebruiken zoals akkerlandschappen of bossen (Piessens en Hermy, 2006). Waar heidelandenschappen vroeger in totaal verschillende miljoenen hectaren bestreken, is dit door veranderde agrarische praktijken en landgebruiken sterk gedaald (Webb, 1998; Piessens *et al.*, 2004).

Ten gevolge van het verdwijnen van heidelandenschappen doorheen Europa is een fragmentatie waarneembaar van diegene die nog bestaan. Deze fragmentatie houdt enerzijds in dat er een reductie is in de hoeveelheid heidelandenschappen, en anderzijds dat de isolatie van de bestaande verhoogt (Piessens *et al.*, 2004). Vaak leidt deze fragmentatie tot een dalende soortenrijkdom en tot het verdwijnen van soorten uit de meest geïsoleerde fragmenten (Piessens *et al.*, 2005). Niet enkel het verloren gaan van de habitat, maar ook de daaruit volgende fragmentatie van de heidelandenschappen,

brengt de overleving van biodiversiteit in heidelandschappen in het gedrang (Piessens en Hermly, 2006).

4.2.1 Heidelandschappen in Vlaanderen

Binnen Vlaanderen zijn er tal van heidelandschappen terug te vinden. Volgende kaart geeft een overzicht van de verspreiding ervan in Vlaanderen.



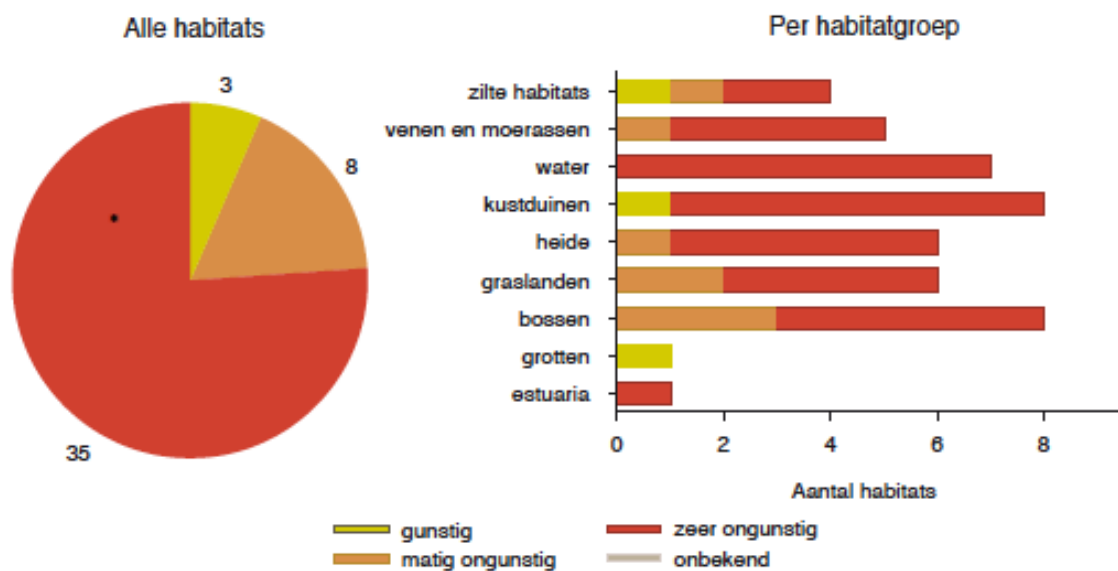
Afbeelding 4.1: Verspreiding van de heidelandschappen in Vlaanderen (Bron: Piessens et al., 2005)

In afbeelding 4.1 is duidelijk zichtbaar dat het grootste areaal aan heide in Vlaanderen zich bevindt in de Kempen. Hierbij kunnen we opmerken dat het NPHK hier een belangrijk aandeel in heeft. De meest prominent aanwezige heidelandschappen zijn droge heide en vochtige heide en vennen. In de volksmond wordt echter vaak gesproken over de ‘purperen hei’. Bovendien zien we dat in Oost – en West-Vlaanderen (Noord-Vlaamse veldzone) ook verschillende en unieke heidevegetaties voorkomen (Piessens *et al.*, 2005). Het globale areaal aan heide in Vlaanderen is dus bijzonder versnipperd. Heide beslaan in Vlaanderen gezamenlijk 11 020 à 17 270 hectare (Vandenbussche *et al.*, z.d.).

In Vlaanderen is een gelijkaardige trend waarneembaar als doorheen de rest van Europa, namelijk het verloren gaan van heidelandschappen. Waar in het verleden uitgestrekte heidevelden aanwezig waren, zijn deze velden onder invloed van de bevolkingsaan groei in grote mate ontgonnen. Zo daalde in de Noord-Vlaamse veldzone het aantal hectare heide van 9 171 hectare in 1775 naar 38 hectare in 2002 (Piessens *et al.*, 2005). Van de ‘purperen hei’, die op het einde van de negentiende eeuw het landschap overheerste, werden in de twintigste eeuw grote delen bebost om aan de vraag naar mijnhout te

kunnen voldoen. In het NPHK is de Mechelse Heide tot aan de Kikbeek overgebleven als grootste aaneengesloten, open en grotendeels droog heidegebied (Likona, 2005).

Naast het verdwijnend aantal hectare heidelandschappen, is ook de staat van de nog bestaande in verval. Demolder en Peymen (2012) voerden in opdracht van het Instituut voor Natuur – en Bosonderzoek (INBO) onderzoek uit naar de toestand van de natuur in Vlaanderen. De staat van instandhouding van de verschillende habitattypen werd geëvalueerd op basis van vier door Europa vastgestelde criteria: de oppervlakte van de habitat, het areaal of verspreidingsgebied, de kwaliteit en de toekomstverwachtingen (Demolder en Peymen, 2012). Volgende grafiek geeft een samenvattend overzicht van de resultaten van het onderzoek.



Afbeelding 4.2: Staat van instandhouding van verschillende habitattypen in Vlaanderen (Bron: Demolder en Peymen, 2012)

Uit afbeelding 4.2 blijkt dat van de 46 onderzochte habitats, ruim drie kwart zich in een zeer ongunstige staat van instandhouding bevinden. Slechts 3 bevinden zich in een gunstige staat van instandhouding. De 46 onderzochte habitats kunnen onderverdeeld worden in 9 verschillende habitattypen, waaronder ook heidelandschappen. Hiervan bevinden er zich 5 van de 6 onderzochte heidelandschappen in een zeer ongunstige staat, en het overige in een matig ongunstige staat van instandhouding.

Deze negatieve gegevens vragen om maatregelen ter bescherming van heidelandschappen, en ter uitbreiding van alle habitattypen. Door de hoge diversiteit aan plant – en diersoorten, samen met het feit dat heidelandschappen een van de voornaamste culturele landschappen van de Atlantische regio in

West-Europa zijn, worden heidelandschappen een hoge conservatiewaarde toegekend. Hierdoor bestaat er een groot belang om deze landschappen niet verloren te laten gaan (Piessens *et al.*, 2005).

4.3 Bescherming van heidelandschappen

Bouchet *et al.* (1999) stellen dat de conservatie van flora en fauna voornamelijk rust op rechtskundige instrumenten die van toepassing zijn op lokaal, nationaal of internationaal niveau.

4.3.1 Bescherming op internationaal niveau

Wanneer er gekeken wordt naar de bescherming op het internationaal niveau, is het voornamelijk de Europese Unie die inspanningen gedaan heeft om instrumenten op te stellen ter bescherming van habitattypen. Binnen de Europese Unie zijn de twee voornaamste rechtskundige instrumenten de *Birds Directive* (79/409/EEG) uit 1979 en de *Habitats Directive* (92/43/EEG) uit 1992. Hierbij zal er vanaf nu vooral toegespijst worden op de *Habitats Directive* – hierna genoteerd als de habitatrichtlijn – daar deze meer omvattend is dan de *Birds Directive* (vogelrichtlijn).

Artikel 2 van de habitatrichtlijn stelt dat deze richtlijn als doel heeft bij te dragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit. Deze bijdrage vindt plaats door het in standhouden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de lidstaten, waarop dit verdrag van toepassing is. De op grond van deze richtlijn genomen maatregelen beogen de natuurlijke en de wilde dier – en plantensoorten van communautair belang in een gunstige staat van instandhouding te behouden of te herstellen (Europese Commissie, 1992). Onder instandhouding wordt een geheel van maatregelen verstaan die nodig zijn voor het behoud of herstel van natuurlijke habitats en populaties van wilde dier – en plantensoorten.

Ter bevordering van de instandhouding wordt in Artikel 3 van de habitatrichtlijn een coherent Europees ecologisch netwerk gevormd van speciale beschermingszones. Dit netwerk kreeg de naam Natura 2000. Het bestaat uit gebieden met erbinnen habitats, zoals opgesomd in Annex 1 van de richtlijn, of met de aanwezigheid van soorten, zoals opgesomd in Annex 2 van de richtlijn. Daarnaast vallen ook de speciale beschermingsgebieden, aangeduid in de vogelrichtlijn onder het Natura 2000 netwerk. Verwacht wordt dat elke lidstaat van de Europese Unie gebieden aanduidt, waarin habitats of soorten uit Annex 1 en 2 aanwezig zijn, als speciale beschermingszones. Deze habitats en soorten opgenomen in de speciale beschermingszone dienen in een gunstige staat van instandhouding behouden of hersteld te worden (Europese Commissie, 1992).

4.3.2 Bescherming op nationaal niveau

De habitat – en vogelrichtlijn vormen samen de hoeksteen van het Europese natuurbeleid, dat inzet op de instandhouding van de rijke inheemse biodiversiteit voor komende generaties . Het beleid werd opgebouwd rond twee pijlers, namelijk het Natura 2000 netwerk en de soortenbescherming. Hierbij dient elke lidstaat van de Europese Unie te streven naar een gunstige staat van instandhouding van de op haar grondgebied aanwezige Natura 2000 habitattypen en -soorten (T’jollyn *et al.*, 2009).

Het Decreet van 19 juli 2002, houdende wijziging van het natuurbehoudsdecreet van 21 oktober 1997, zet de regelgeving zoals gesteld in de habitatrichtlijn om in een Vlaamse wetgeving en bevat bijgevolg dezelfde verplichtingen. De staat van instandhouding van een habitat wordt in het decreet gedefinieerd als de som van invloeden die op de betrokken habitat en de daar voorkomende typische soorten inwerken en op lange termijn een verandering kunnen bewerkstelligen in de natuurlijke verspreiding, de structuur en de functies van die habitat of die van invloed kunnen zijn op het voortbestaan op lange termijn van de betrokken typische soorten in het Vlaamse Gewest (T’jollyn *et al.*, 2009).

Op basis van dit decreet werd op vraag van het Agentschap Natuur en Bos door T’jollyn *et al.* (2009) een instrument ontwikkeld om de lokale staat van instandhouding te evalueren voor Vlaanderen, conform de vereisten van de habitatrichtlijn en het decreet. Dit instrument werkt als hulpmiddel voor het formuleren van instandhoudingsdoelstellingen per gebied, en voor het nemen van instandhoudingsmaatregelen nodig om de betrokken habitats te herstellen, versterken en beheren (T’jollyn *et al.*, 2009).

De lokale staat van instandhouding (LSVI) wordt gedefinieerd als zijnde de staat van instandhouding op niveau van de habitatlocatie, een geheel van aan elkaar aansluitende habitatvlekken. Er bestaan drie mogelijke beoordelingen voor de LSVI, namelijk een ‘goede’, een ‘voldoende’ en een ‘gedegradeerde’ LSVI (T’jollyn *et al.*, 2009).

De habitatstructuur en de kwaliteitsindicatoren zijn de criteria die de ontwikkelingsgraad van een habitatype beïnvloeden. Een belangrijk aspect van deze kwaliteitsindicatoren zijn de sleutelsoorten die geselecteerd zijn in functie van de mate waarin ze indicatie geven voor een goede vegetatieontwikkeling. Deze soorten worden gebruikt om te ‘sleutelen’ tussen een goede, een voldoende en gedegradeerde staat van instandhouding. De aan – of afwezigheid van deze sleutelsoorten, net als de frequentie van voorkomen of bedekking, zijn bepalend voor de staat van instandhouding van een habitatype. De sleutelsoorten moeten niet overal samen voorkomen om een habitat als zodanig te benoemen, noch moeten zij overal in dezelfde mate voorkomen. Wél moeten deze soorten minimaal frequent of met een zekere bedekking voorkomen. Deze frequentie wordt een

drempelwaarde genoemd. Indien het aantal aanwezige sleutelsoorten lager ligt dan de drempelwaarde duidt dit op een gedegradeerde toestand (T’jollyn *et al.*, 2009).

In Vlaanderen komen er 46 verschillende habitattypen voor. Het instrument opgesteld door T’jollyn *et al.* (2009) bevat 70 tabellen aangaande 44 verschillende habitattypen om de LSVI van individuele habitatlocaties te beoordelen. Onder deze verschillende habitattypen bevinden zich ook heiden, meer bepaald: de *Noord-Atlantische Vochtige Heide* en de *Droge Europese Heide*.

4.4 Sleutelsoorten voor heidelandschappen

Aan de hand van het instrument opgesteld door T’jollyn *et al.* (2009) kan een antwoord geformuleerd worden op de eerste deelvraag:

“Welke plant – en diersoorten zijn kenmerkend voor heiden?”

Omdat er twee soorten heiden zijn opgenomen in het rapport (*Noord-Atlantische Vochtige Heide* en *Droge Europese Heide*), die beiden ook voorkomen in het NPHK, bestaat het antwoord uit 2 delen. Het juiste antwoord is dus afhankelijk van het type heide dat bestudeerd wordt.

Voor diersoorten die gerelateerd zijn aan de heide is een goede habitatstructuur (lees: goede staat van instandhouding) voldoende voor hun aanwezigheid. Het belangrijkste aspect van de deelvraag zijn bijgevolg de plantensoorten die kenmerkend zijn voor heidelandschappen.

Onderstaande tabellen geven de sleutelsoorten weer voor beide typen van heide.

Kleine Zonnedauw, Ronde Zonnedauw, Veenpluis, Klokjesgentiaan, Trekrus, Beenbreek, Witte Snavelbies, Veenbies, Tweekervige Zegge, Gewone Dophei, Kussentjesveenmos, Week Veenmos, Zacht Veenmos

Tabel 4.1: Sleutelsoorten voor Noord-Atlantische Vochtige Heide (Bron: T’jollyn et al., 2009)

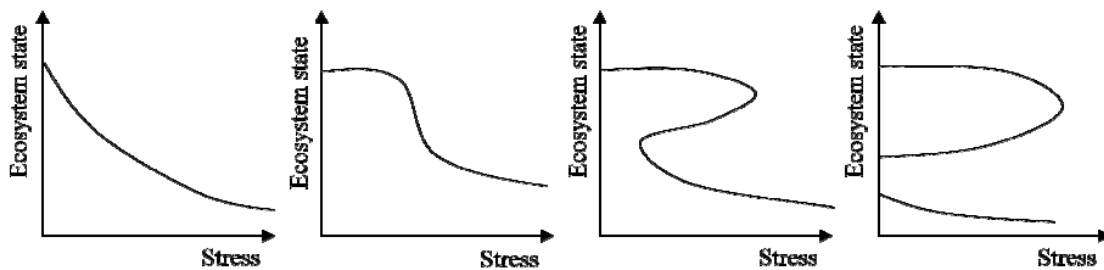
Struikhei, Klein Warkruid, Kleine Wolfsklauw, Rode Dophei, Stekelbrem, Kruipbrem, Grote Wolfsklauw, Rode Bosbes, Blauwe Bosbes, Gewone Dophei

Tabel 4.2: Sleutelsoorten voor Droge Europese Heide (Bron: T’jollyn et al., 2009)

4.5 Relatie tussen stress uitgeoefend op een ecosysteem en de staat ervan

De relatie tussen de stress uitgeoefend op een ecosysteem en de staat ervan, wordt weergegeven in het eerste kwadrant van *afbeelding 2.1*. Stress is de algemene term die het effect beschrijft van menselijk gebruik. Dit menselijk gebruik uit zich enerzijds in het oogsten of vernietigen van biomassa of anderzijds door het uitoefenen van stress op het systeem zodat abiotische componenten aangetast worden (Scheffer *et al.*, 2000).

Scheffer *et al.* (2000) geeft volgend grafisch overzicht van mogelijke responsen van stress uitgeoefend op een ecosysteem. De horizontale as geeft de stress uitgeoefend op het ecosysteem weer, de verticale as geeft de staat van het ecosysteem weer.



Afbeelding 4.3: Mogelijke responsen van stress (weergegeven op de x-as), uitgeoefend op het ecosysteem, op de staat (weergegeven op de y-as) ervan (bron: Scheffer et al., 2000)

In de eerste grafiek reageert de staat van het ecosysteem op een continue wijze op een stijgende uitgeoefende stress. Naarmate de stress toeneemt, zal de staat van het ecosysteem dus gelijkmatig mee afnemen. De tweede grafiek geeft een relatie weer waarin het ecosysteem gedurende een bepaalde hoeveelheid uitgeoefende stress inert blijft. Wanneer de uitgeoefende stress vervolgens een bepaalde kritische waarde overschrijdt, zal de staat van het ecosysteem sneller afnemen dan in de eerste grafiek. De derde en vierde grafiek vertonen een gelijkaardig begin. Gedurende een bepaalde hoeveelheid uitgeoefende stress blijft het ecosysteem inert. Wanneer de uitgeoefende stress echter een kritische waarde overschrijdt, zal er een ‘catastrophic fold’ plaatsvinden. Hierbij zal de staat van het ecosysteem veel slechter zijn bij een bepaalde uitgeoefende stress ná de ‘catastrophic fold’ dan bij eenzelfde uitgeoefende stress vóór de ‘catastrophic fold’. Het herstellen van dit ecosysteem gebeurt bijgevolg niet simpelweg door een verlaging van de uitgeoefende stress.

Voor het vervolg van het onderzoek wordt de uitgeoefende stress bepaald als vertrapping. Vertrapping oefent zowel directe als indirecte effecten uit op een ecosysteem. Directe effecten zijn afkomstig van mechanische acties uitgeoefend op planten waarbij deze afsterven door het breken van de plant. Indirecte effecten zijn afkomstig door de compressie die uitgeoefend wordt op de bodem

waardoor de wortels van de planten beïnvloed worden (Gallet en Rozé, 2001). De staat van het ecosysteem wordt bepaald door de aanwezige sleutelsoorten in het ecosysteem.

4.6 Vertrappingsstudies

Verschillende studies werden reeds uitgevoerd naar de effecten van vertrapping op vegetatie. Hierbij werd er enerzijds aandacht besteed aan de relatie tussen de hoeveelheid vertrapping en de respons van het vegetatietype hierop, en anderzijds aan de relatieve kwetsbaarheid van verschillende plantensoorten – en gemeenschappen (Cole en Bayfield, 1993).

4.6.1 Gebruikte methode binnen vertrappingsstudies

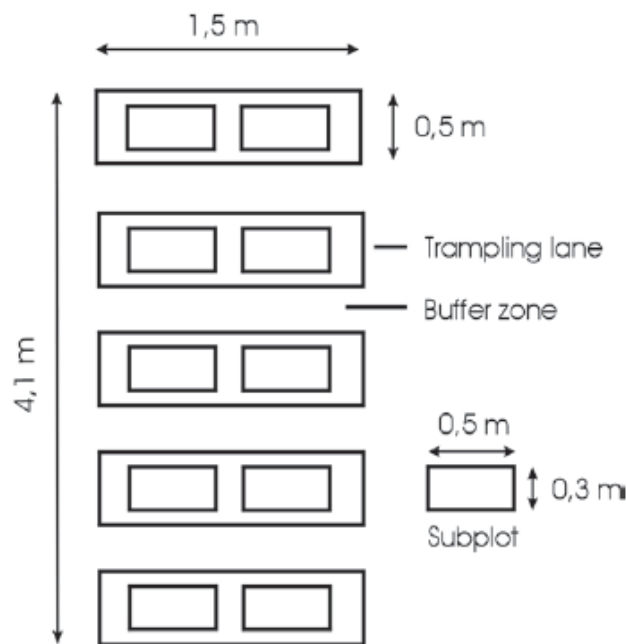
Een veelgebruikte methode om de relatie tussen de hoeveelheid vertrapping en de respons van het vegetatietype hierop te onderzoeken is om gecontroleerde hoeveelheden vertrapping uit te oefenen op voordien onverstoorde sites. Dit gebeurt doorgaans op kleine plots. Ondanks dat deze methode reeds voor vele verschillende soorten van vegetatietypes gehanteerd werd, is de methode onderhevig aan verschillende kritieken. Cole en Bayfield (1993) stipuleren twee fundamentele problemen, namelijk een conceptueel en een procedureel probleem.

Het conceptuele probleem bevindt zich in het feit dat de gebruikte techniek niet precies de manier simuleert waarop vertrapping plaatsvindt. Zo is vertrapping niet altijd stabiel, kan het uitgespreid zijn over een langere periode en kan deze verschillen van seizoen tot seizoen. Daarnaast kan het herstel van vertrapte vegetatie in plots, gelegen in onverstoorde gebieden, atypisch zijn aan hoe dit in grotere gebieden gebeurt. Het procedurele probleem vindt zijn oorsprong in het ontbreken van een bepaalde graad aan standaardisatie in hoeveelheden vertrapping, grootte van het plot, de herstelperiode en de uitgevoerde metingen. Het gebrek aan een vorm van standaardisatie heeft als gevolg dat resultaten van verschillende studies niet vergeleken kunnen worden.

Omwille van deze problemen introduceerde Cole en Bayfield in 1993 een standaard methode voor vertrappingsstudies, die toegepast kan worden op de meeste vegetatietypes. De voorgestelde methode kan gemakkelijk herhaald worden en biedt informatie over zowel de beschadiging als het herstel van de vegetatie. Hierbij refereert de beschadiging naar de hoeveelheid verandering in vegetatie die wordt waargenomen ten gevolge van de vertrapping. Het herstel refereert naar de snelheid waarmee de vegetatie herstelt naar de staat vóór de verstoring. De voorgestelde methode heeft als groot voordeel dat verschillende studies wél vergeleken kunnen worden. Bijgevolg kunnen ook veralgemeningen aangaande de impact van vertrapping op verschillende plantengemeenschappen bepaald worden.

4.6.2 De methode van Cole en Bayfield

De voorgestelde methode stelt een onderzoek plot voor dat bestaat uit vijf verschillende banen. Elk van deze banen moet tenminste 0,5 meter breed zijn en moeten van elkaar gescheiden worden door een buffer die minimaal 0,4 meter bedraagt. De breedte van het pad is doelbewust gekozen omdat deze als een gangbare breedte van een voetpad beschouwd wordt. De lengte van het pad zelf is van minder groot belang, maar wordt op minimaal 1,5 meter ingesteld omdat deze lengte garandeert dat het vertrappelen op een zo natuurlijk mogelijke manier gebeurt. Volgende figuur geeft een overzicht van de opstelling van een vertrappelingsstudie volgens de methode van Cole en Bayfield.



Afbeelding 4.4: Opstelling voor onderzoek volgens de methode van Cole en Bayfield (Bron: Roovers et al., 2004)

Voor het onderzoek dient elke laan toegewezen te worden aan een specifieke vertrappelingsbehandeling: geen vertrappeling (controlelaan), 25 passages, 75 passages, 200 passages of 500 passages. Hierbij dienen de lanen gelijkmatig vertrappeld te worden gedurende de passages. Het draaien na een passage dient buiten de laan te gebeuren. Het gebruikte bereik van 0 tot 500 passages werd gekozen omdat dit voldoende is om een reductie van 50% te bekomen van de bedekking in het vegetatietype. Indien na 500 passages de 50% reductie nog niet bereikt is, dient doorgedaan te worden totdat een 50% reductie bereikt is.

De verschillende behandelingen dienen ten minste 4 maal herhaald te worden, en alle behandelingen binnen een herhaling dienen binnen één dag plaats te vinden. Ondanks dat er geen duidelijk bewijs bestaat dat er een verschil is tussen het uitvoeren van de behandeling op één dag of deze te spreiden over een langere tijd, wordt toch aangeraden om deze op één dag plaats te laten vinden. Zo wordt er

vermeden dat er zich situaties voordoen waarbij de vertrappeling gedeeltelijk op droge en gedeeltelijk op natte dagen gebeurt.

De subplots, zoals zichtbaar in *afbeelding 4.4*, dienen voor het meten van de invloed van vertrappeling op zowel de vegetatiebedekking als de structuur ervan, zowel voor de beschadiging als het herstel ervan. De metingen dienen op verschillende momenten plaats te vinden. Allereerst dient er een meting vóór de vertrappeling plaats te vinden om te bepalen wat de staat van de vegetatie is net voor de vertrappeling. Vervolgens dient net na de vertrappeling een meting plaats te vinden omdat de beschadiging hier vaak het grootst is. Aangezien sommige beschadigingen blijven stijgen, dient in de derde plaats een meting plaats te vinden een paar weken na de vertrappeling. Ten slotte dient na een recuperatieperiode van één jaar een nieuwe meting plaats te vinden om het herstel te kunnen bepalen.

De verzamelde data kunnen vervolgens gebruikt worden voor verschillende analyses. Eén van de veelgebruikte analyses is de bepaling van de relatieve bedekking, gebaseerd op de som van de bedekking van alle soorten (in plaats van een enkelvoudige schatting van de totale vegetatie bedekking). De relatieve bedekking kan aan de hand van volgende formule berekend worden.

$$\text{Relatieve bedekking} = \frac{\text{overlevende bedekking}}{\text{initiële bedekking}} \times \frac{\text{initiële controle bedekking}}{\text{overlevende controle bedekking}} \times 100\%$$

Hierbij is de tweede term van de formule een controle factor. Deze factor rekent spontane veranderingen mee die optreden, zonder de invloed van vertrappeling, en kan bepaald worden aan de hand van veranderingen in de controlelaan waar er geen vertrappeling plaats vond.

Wanneer de relatieve bedekking gelijk is aan 100% betekent dit dat er geen verandering waargenomen is na het vertrappelen. Bijgevolg voorziet de mate waarin de relatieve bedekking afwijkt van 100% ons van een maatstaf om de beschadiging ten gevolge van vertrappeling te bepalen. De relatieve bedekking kan ook berekend worden nadat de recuperatieperiode heeft plaatsgevonden. Door een vergelijking met de relatieve bedekking gebaseerd op data net na de vertrappeling kan de mate van herstel van de vegetatie bepaald worden.

4.7 Vertrappeling in heidelandschappen

De methode van Cole en Bayfield (1993) werd reeds in verschillende studies voor heidelandschappen toegepast (Whinam en Chilcott, 1999; Gallet en Rozé, 2001; Gallet *et al.*, 2004; Roovers *et al.*, 2004; Törn *et al.*, 2006; Bernhardt-Römermann *et al.*, 2011). Verschillende van deze studies deden onderzoek naar het effect van vertrappeling op telkens één van de sleutelsoorten voor de Noord-

Atlantische vochtige heide en de droge Europese heide. Volgende tabel geeft een overzicht van de onderzochte sleutelsoorten per studie.

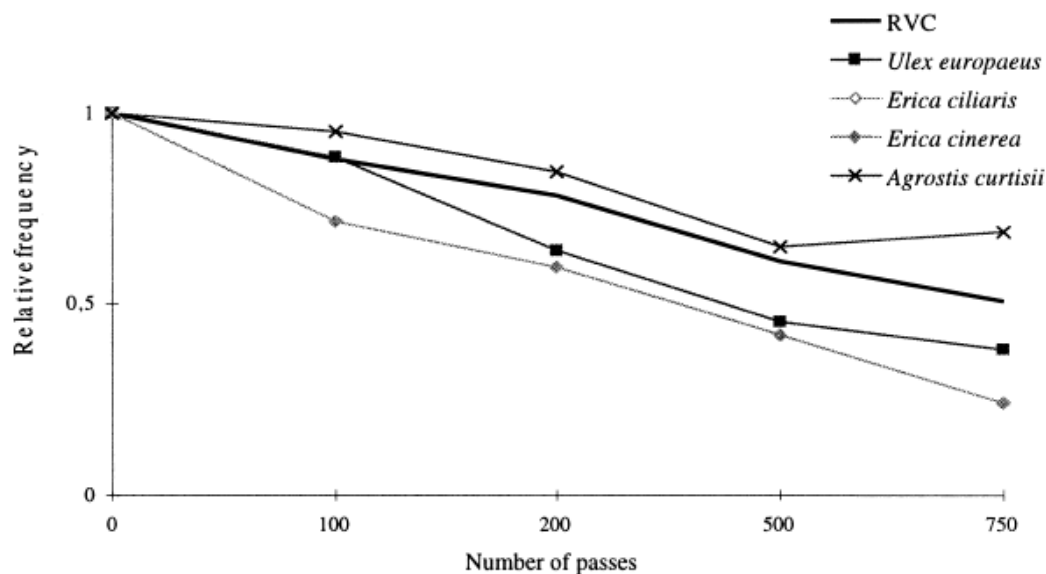
Droge Europese Heide	Gallet en Rozé (2001)	<i>Erica Cinerea</i> (Rode Dophei)
	Gallet <i>et al.</i> (2004)	<i>Erica Cinerea</i> (Rode Dophei)
	Roovers <i>et al.</i> (2004)	<i>Calluna Vulgaris</i> (Struikhei)
Noord-Atlantische vochtige heide	Roovers <i>et al.</i> (2004)	<i>Erica Tetralix</i> (Gewone dophei)

Tabel 4.3: Overzicht uitgevoerde vertrappingsstudies voor plantsoorten kenmerkend voor heidelandschappen

4.7.1 Vertrapping van Droge Europese Heide

Voor de vertrapping in de droge Europese heide werden drie studies gevonden die het effect van vertrapping op sleutelsoorten in dit type heide onderzochten. Twee hiervan onderzochten het effect op *Erica Cinerea* (Rode Dophei), één studie onderzocht het effect op *Calluna Vulgaris* (Struikhei).

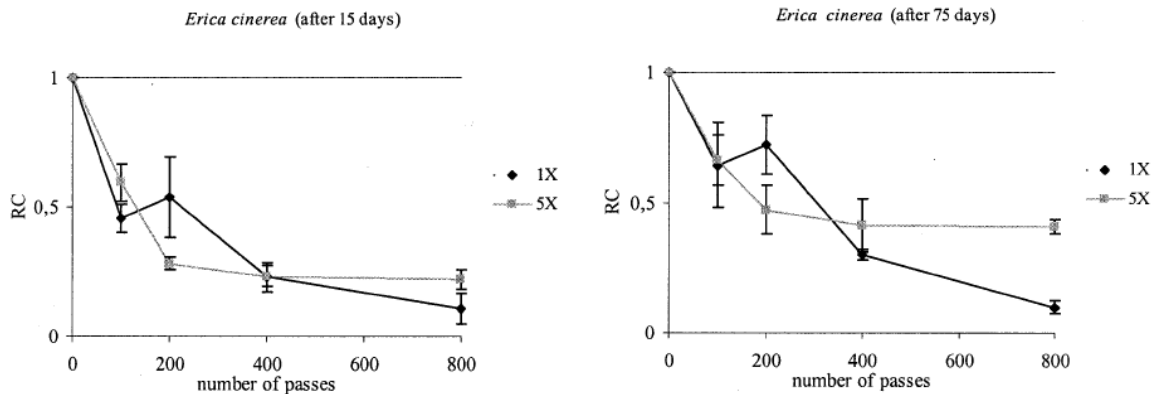
De studie van Gallet en Rozé (2001) toonde aan dat de relatie tussen de intensiteit van vertrapping en het effect ervan op *E. Cinerea* een lineaire relatie is. Onderstaande grafiek geeft een overzicht, waarbij de relatie tussen vertrapping en het effect op *E. Cinerea* weergegeven wordt door de onderste lijn.



Afbeelding 4.5: Relatie tussen vertrapping (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op *E. Cinerea* (gemeten als de relatieve frequentie van voorkomen waarbij de initiële frequentie van voorkomen 1 wordt verondersteld) (bron: Gallet en Rozé, 2001)

De relatieve frequentie op de y-as kan beschouwd worden als de staat van *E. Cinerea*, en het aantal passen zoals weergegeven op de x-as als de uitgeoefende stress op. De grafiek toont duidelijk een quasi perfecte rechte, waardoor op basis van deze studie geconcludeerd kan worden dat er een lineaire relatie bestaat tussen de uitgeoefende stress op heidelandschappen en de staat ervan.

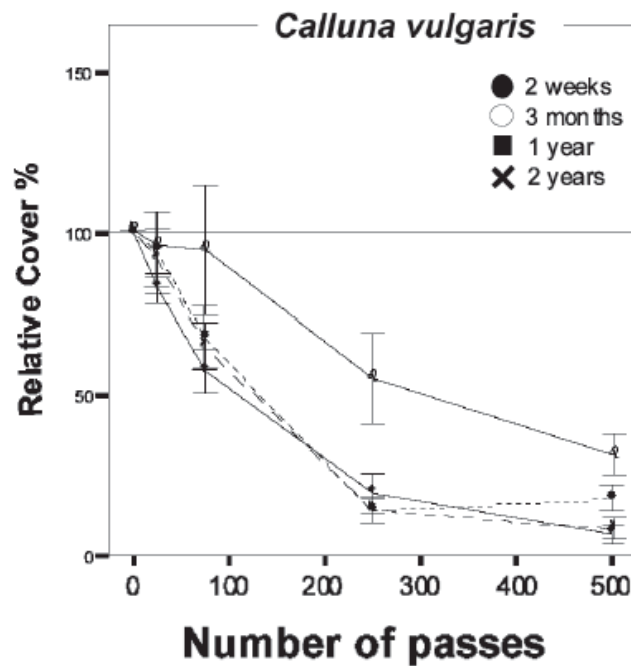
Gallet *et al.* (2004) voerden ook onderzoek uit naar de relatie tussen de frequentie van vertrappeling en het effect ervan op *E. Cinerea*. Hierbij werd één laan slechts één maal onderworpen aan een vertrappelingsbehandeling en vier lanen werden er vier maal aan onderworpen. Er werden metingen gedaan 15 dagen en 75 dagen na de behandeling. Volgende grafiek geeft een overzicht van de relatie tussen vertrappeling en het effect ervan op *E. Cinerea*, zowel 15 dagen (links) als 75 dagen (rechts) na de behandeling.



Afbeelding 4.6: Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op *E. Cinerea* (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 1 wordt verondersteld) (Bron: Gallet *et al.*, 2004)

Beide grafieken tonen een gelijkaardig verloop, zowel voor de eenmalige als de vijfvoudige behandeling. Het verschil bevindt zich in het feit dat *E. Cinerea* in de tweede grafiek 60 dagen meer rust gehad heeft, waardoor de relatieve bedekking terug toegenomen is. In vergelijking met de studie van Gallet en Rozé (2001) benaderen beide grafieken minder goed een rechte. We zien echter dat na 200 passages beide grafieken wel een rechte benaderen. Hieruit kunnen we de bevinding uit Gallet en Rozé (2001) aannemen en stellen dat er ook in deze studie een lineaire relatie gevonden werd voor het effect van vertrappeling op *E. Cinerea*.

De laatste studie, deze van Roovers *et al.* (2004), onderzocht de relatie tussen vertrappeling en het effect ervan op *C. Vulgaris*. Hierbij werden metingen gedaan 2 weken, 3 maanden, 1 jaar en 2 jaar na de vertrappeling. Volgende grafiek geeft een overzicht van de relatie tussen vertrappeling en het effect ervan op *C. Vulgaris* voor al de uitgevoerde metingen.

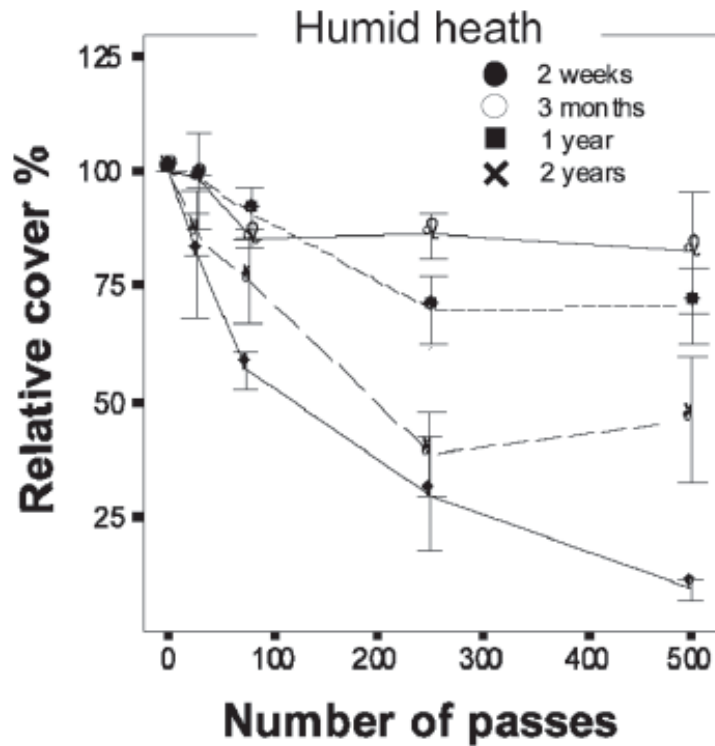


Afbeelding 4.7: Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op *C. Vulgaris* (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 100% wordt verondersteld) (Bron: Roovers et al., 2004)

De grafiek vertoont wederom een relatie tussen vertrappeling en het effect ervan op *C. Vulgaris* die benaderd kan worden door een lineaire relatie. Ook hierin is duidelijk dat naarmate er meer tijd gepasseerd is tussen de vertrappeling en de meting van het effect ervan, de staat van *C. Vulgaris* terug verbeterd.

4.7.2 Vertrappeling van Noord-Atlantische vochtige heide

Voor de vertrappeling in Noord-Atlantische vochtige heide werd slechts één studie gevonden die het effect van vertrappeling onderzocht. De studie van Roovers *et al.* (2004) onderzocht het effect ervan op *Erica Tetralix*. Metingen werden gedaan 2 weken, 3 maanden, 1 jaar en 2 jaar na de vertrappelingsbehandelingen. Volgende grafiek geeft een overzicht van de relatie tussen vertrappeling en het effect ervan op *E. Tetralix* voor al de uitgevoerde metingen.



Afbeelding 4.8: Relatie tussen vertrappeling (gemeten als het aantal passages) en het effect ervan op *E. Tetralix* (gemeten als de relatieve bedekking waarbij de initiële bedekking 100% wordt verondersteld)(Bron: Roovers et al., 2004)

De grafiek toont ons dat er pas gesproken kan worden van een lineaire relatie wanneer er meer dan 100 passages over *E. Tetralix* zijn aangezien daar een knikpunt in de grafieken waar te nemen is.

4.8 Bepaling relatie tussen stress uitgeoefend op een ecosysteem en de staat ervan

Op basis van de studies van Gallet en Rozé (2001), Gallet *et al.* (2004) en Roovers *et al.* (2004) kan een antwoord geformuleerd worden op de tweede deelvraag:

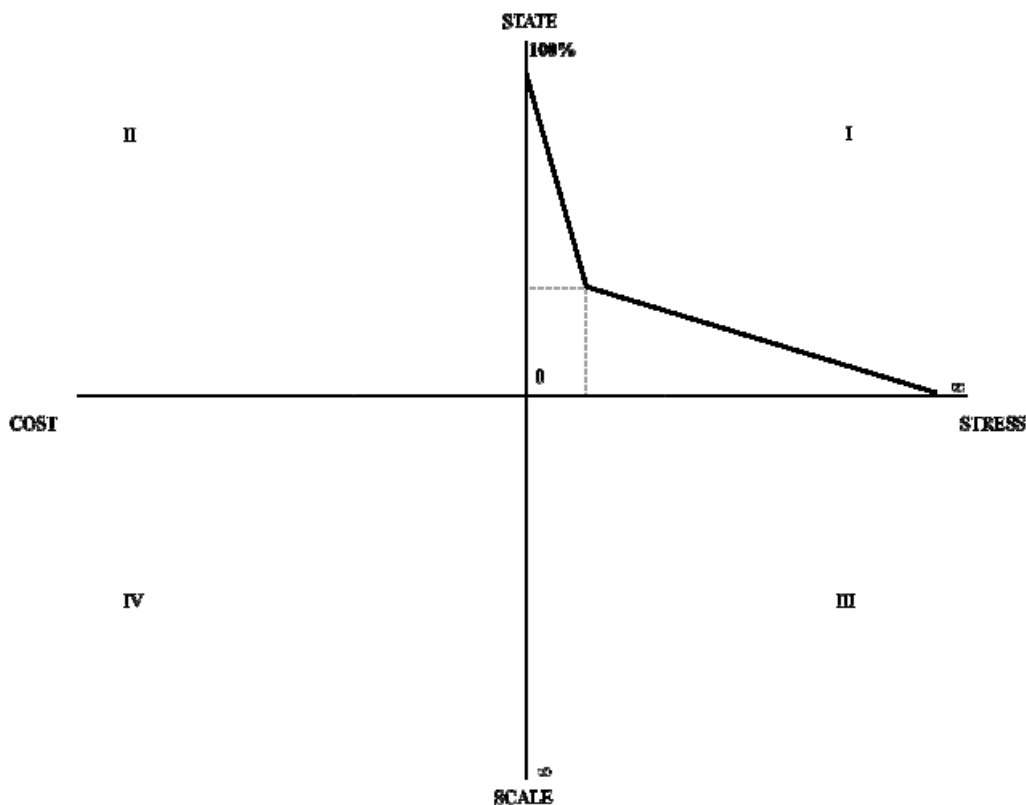
“Wat is de invloed van recreatief medegebruik op plant – en diersoorten kenmerkend voor heidelandschappen?”

Zoals reeds eerder gesteld is voor diersoorten een goede habitatstructuur (goede staat van instandhouding) voldoende voor hun aanwezigheid. Voor de gestelde deelvraag is dus voornamelijk de stress uitgeoefend op plantsoorten kenmerkend voor heidelandschappen van belang. In voornoemde studies werden relaties onderzocht tussen de stress uitgeoefend op *E. Cinerea*, *C. Vulgaris* en *E. Tetralix*. De staat van het heidelandschap werd bepaald door de relatieve bedekking van de onderzochte plantsoorten.

De algemene trend die er waargenomen kan worden, zowel voor droge Europese heide als voor Noord-Atlantische vochtige heide, is dat er een lineaire relatie bestaat tussen de uitgeoefende stress op plantsoorten kenmerkend voor heidelandschappen en de staat ervan. We zien echter wel dat de relaties

in *afbeelding 4.6*, *4.7* en *4.8* geen perfecte rechten zijn, maar opgedeeld kunnen worden in twee delen. Bij een initiële stress (de eerste passages) vertonen de grafieken een grote richtingscoëfficiënt. Dit betekent dat er gedurende de periode waarin de initiële stress uitgeoefend wordt op het heidelandschap, er een hoge initiële afname is van de staat. Wanneer er een bepaald aantal passages uitgeoefend zijn (200 passages in *afbeelding 4.6*, 250 passages in *afbeelding 4.7* en 100 passages in *afbeelding 4.8*), daalt de richtingscoëfficiënt van de grafiek en verloopt deze minder stijl. Dit betekent dat, na de initiële hoeveelheid stress, de staat van het heidelandschap minder snel zal afnemen naarmate er meer en meer stress uitgeoefend wordt.

Samenvattend betekent dit voor de gezochte relatie dat de grafiek ervan bestaat uit twee delen. Het eerste deel beschrijft het stuk waarin de relatie wordt weergegeven tussen de initiële stress uitgeoefend op het heidelandschap en de staat ervan. De rechte vertoont een hoge richtingscoëfficiënt, betekenend dat initieel de staat van het heidelandschap snel afneemt. Vanaf een bepaald knikpunt komen we in het tweede deel van de grafiek. Dit deel van de beschrijft het stuk waarin de relatie wordt weergegeven tussen de stress uitgeoefend op het heidelandschap (startend vanaf een bepaalde initiële stress) en de staat van het heidelandschap. Het vertoont een lagere richtingscoëfficiënt, betekenend dat de staat van het heidelandschap minder snel zal afnemen. Volgende afbeelding geeft de relatie weer in het eerste kwadrant van het gehanteerde kader. Hierbij geven de stippellijnen het knikpunt weer.



Afbeelding 4.9: Theoretische relatie tussen de stress uitgeoefend op een heidelandschap (afkomstig van vertrapping veroorzaakt door bezoekers) en de staat van het heidelandschap (zoals bepaald door de kenmerkende plantsoorten)

Belangrijke opmerking hierbij is dat het slechts gaat om een puur theoretische weergave van de relatie, bepaald a.d.h.v. voornoemde studies. Voor een exacte bepaling van de richtingscoëfficiënt voor het knikpunt, de ligging van het knikpunt zelf en de richtingscoëfficiënt na het knikpunt voor heidelandschappen in het NPHK, zou de methode van Cole en Bayfield (1993) gebruikt dienen te worden.

4.9 De kost van het verloren gaan van heidelandschappen

Alvorens te kunnen constateren wat de kost is die gepaard gaat met het verloren gaan van heidelandschappen, dient bepaald te worden wat de minimale verwachting is van de staat van een heidelandschap. Daarnaast dient onderzocht te worden in hoeverre een heidelandschap gedegradieerd mag zijn alvorens er niet meer gesproken kan worden van een heidelandschap¹⁴. Zoals reeds eerder gesteld wordt kost hier beschouwd als een ecologische kost in plaats van een economische kost.

Vooraleer een vegetatietype als een heidelandschap beschouwd kan worden, is een bepaalde mate van verstoring vereist die leidt tot een initiële degradatie ervan. Deze initiële degradatie heeft te maken met het eerste ‘ontstaan’ (of de uitbreiding) van heide en gebeurde eeuwen geleden (bij ons ongeveer 2000 jaar geleden). Zonder deze initiële degradatie zou er eerder sprake zijn van een boslandschap dan van een heidelandschap. Door bijvoorbeeld overbegrazing, was de nodige boshergroei niet meer mogelijk en vond een evolutie plaats naar heidelandschappen. Hierna bleven deze gevormde heidelandschappen in stand door het regelmatig laten afbranden, laten begrazen en kappen ervan. De dominantie van heidestruiken bleef hierdoor aanwezig en er kwam geen overmatige boomgroei, waardoor er geen ontwikkeling kwam naar een boslandschap. Het beheer door de boeren kan ook beschouwd worden als een vorm van verstoring.

Aangezien de heidelandschappen in het NPHK reeds bestaan, is een minimale verstoring toch vereist opdat deze heidelandschappen niet zouden terug evolueren naar boslandschap. Concreet betekent dit dat voor een heidelandschap een minimale hoeveelheid stress uitgeoefend dient te worden om deze te kunnen behouden. De staat van een heidelandschap zal hierdoor nooit perfect zijn. Hieruit volgend kunnen we stellen dat de initiële verstoring, en bijgevolg ook de initiële degradatie van de staat van een heidelandschap, als ‘niet erg’ beschouwd kan worden. Dit betekent dat er een lage kost zal toegekend worden aan de initiële degradatie van de staat van het heidelandschap.

¹⁴ De benodigde informatie werd verkregen door persoonlijk contact met bioloog Geert De Blust

Het aanhouden van deze verstoring heeft voor gevolg dat de heide blijft bestaan. Heide leverde vroeger verscheidene aspecten aan de landbouw: voeder voor vee en schapen en via de mest van die dieren, mest voor de akkers. Omdat de boeren ‘uitputtend’ omgingen met hun gebruik van de heide, en omdat er via grazende dieren meer nutriënten uit de heide gingen dan dat er binnen kwamen, verarmde de heide en nam de bodemvruchtbaarheid af. Hierdoor nam zeer waarschijnlijk ook de soortenrijkdom van heidelandschappen af.

Naarmate de minimale hoeveelheid aan verstoring verder aangehouden wordt, zal de cumulatieve stress uitgeoefend op het heidelandschap geleidelijk aan toenemen. Bijgevolg zal de staat ervan verder degraderen, en zal net zoals vroeger het heidelandschap verder verarmen en kan er aangenomen worden dat ook de soortenrijkdom afneemt. Naarmate de staat vermindert en bijgevolg het heidelandschap verder verarmt, zal de mate waarin deze degradatie als erg beschouwd wordt exponentieel toenemen. Bijgevolg zal ook de toegekende kost van het verloren gaan van heidelandschappen exponentieel toenemen.

Wanneer de cumulatieve hoeveelheid uitgeoefende stress een bepaalde ‘threshold value’ overschrijdt, zal het heidelandschap in elkaar storten en kan er dus niet meer gesproken worden van een heidelandschap. Er bestaan twee verschillende degradaties, elk met een specifieke ‘threshold value’. Een eerste mogelijke degradatie is een verandering naar een door grassen gedomineerde vegetatie door te veel meststoffen die in het systeem komen (stikstofdepositie die véél hoger is dan pre-industriële hoeveelheden) of door verdroging (die ook leidt tot een toename van de beschikbaarheid van stikstof). Deze vorm van degradatie is van een recentere oorsprong en kan gekoppeld worden aan hedendaagse milieuproblemen zoals verdroging, verzuring en vermesting.

Een tweede mogelijke degradatie van heidelandschappen is een verandering in een stuifduinlandschap afkomstig van vormen van verstoring zoals het te frequent branden of overbegrazing. Deze vormen komen nog amper voor aangezien heidelandschappen geen deel meer uitmaken van landbouwgebruiken. Desondanks is deze vorm van verstoring wel van belang voor het gevoerde onderzoek aangezien ook het vertrappelen van heidelandschappen zal leiden tot een verandering tot een stuifduinlandschap.

Het punt waarop de ‘threshold value’ bereikt wordt, is het punt waar het heidelandschap zich in de staat bevindt die minimaal verwacht wordt van een heidelandschap. Het uitoefenen van extra stress zou als gevolg hebben dat de staat van het heidelandschap verder afneemt, en bijgevolg er geen sprake meer kan zijn van een heidelandschap. Voor vertrappeling zou dit betekenen dat het heidelandschap evolueert naar een stuifduinlandschap. Het punt waarop de ‘threshold value’ bereikt wordt, is het punt waarop het heidelandschap geëvolueerd is naar een typische purperen heide. Deze kan beschouwd

worden als een soortenarme heide, maar waarvan de vegetatie nog altijd gedomineerd wordt door heideplanten. Veel bezoekers van het NPHK zullen dit zeker geen slechte toestand vinden omdat het beeld van een purperen heide beschouwd wordt als een romantisch beeld. Voor de biodiversiteit is dit echter niet optimaal vanwege de afname in soortenrijkdom. Een verdere verstoring, en bijgevolg een verdere degradatie van het heidelandschap, zal echter wel door alle gebruikers berouwd worden aangezien er dan een evolutie naar een stuifduinlandschap plaatsvindt.

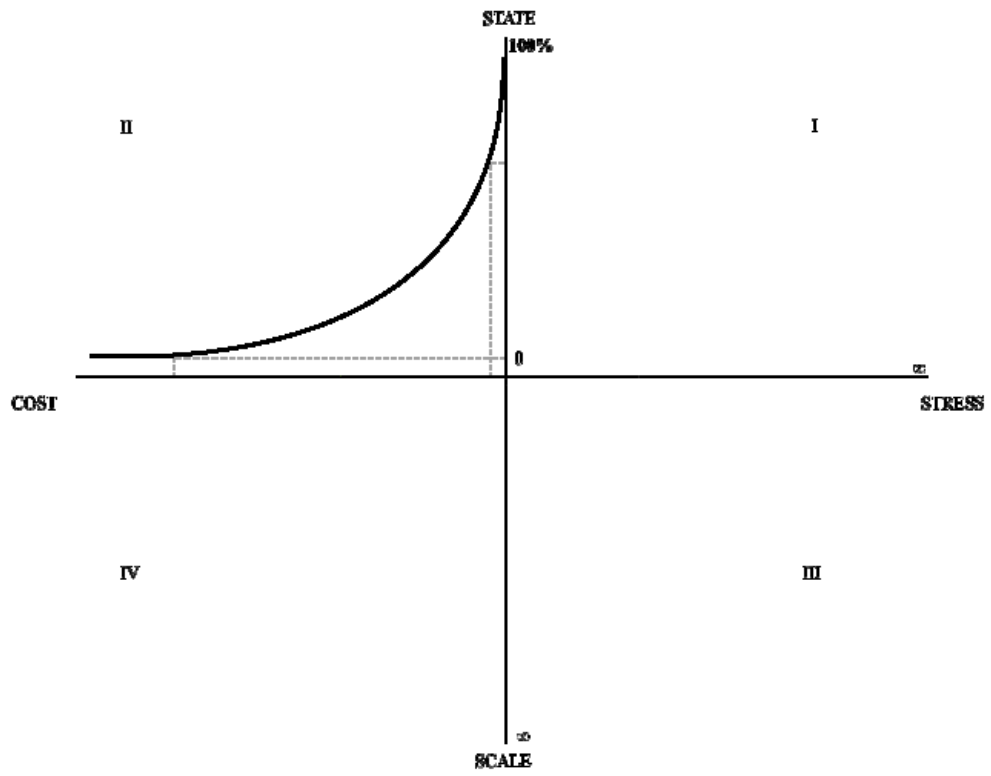
Op basis van voorgaande paragrafen kan een antwoord geformuleerd worden op de derde deelvraag:

“Wat is de relatie tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan van heidelandschappen?”

De te bepalen relatie kan in drie delen opgesplitst worden. Het eerste deel ervan beschrijft het stuk waarbij er gestart wordt vanaf een intacte of perfecte staat van het heidelandschap. Aangezien er een bepaalde verstoring gewenst, en zelfs vereist is, zal er bij een initiële verstoring (en bijgevolg een initiële degradatie) een lage kost toegekend worden aan de degradatie van het heidelandschap. Bijgevolg zal dit deel van de grafiek een grote richtingscoëfficiënt vertonen.

Het tweede deel van de relatie beschrijft het stuk vanaf het punt waar de minimaal vereiste verstoring reeds uitgeoefend is, tot aan het punt van maximale verstoring waar het heidelandschap gedegradéerd is tot de minimaal vereiste purperen heide. Naarmate de stress toeneemt, neemt de staat van het verder heidelandschap af. Deze afnemende staat zal als steeds erger beschouwd gaan worden aangezien meer en meer heidelandschap verloren gaat en het gaat evolueren naar een purperen heide. Bijgevolg zal het deel van de grafiek die dit stuk van de relatie beschrijft, exponentieel verlopen.

Het derde en laatste deel van de relatie beschrijft het stuk vanaf het punt waar een maximale verstoring heeft plaatsgevonden en het heidelandschap in elkaar gestort is. Aangezien vanaf dit punt het heidelandschap verloren gegaan is (en geëvolueerd is naar een stuifduinlandschap), zal de kost die gepaard gaat met het verloren gaan ervan oneindig groot zijn. De richtingscoëfficiënt van de bijhorende grafiek zal bijgevolg gelijkgesteld worden aan 0. Volgende grafiek geeft de relatie weer in het tweede kwadrant van het gehanteerde kader. Hierbij geven de stippellijnen de punten aan waarbij de richtingscoëfficiënt van de relatie verandert.



Afbeelding 4.10: Theoretische relatie tussen de kost van het verloren gaan van heidelandschappen en de staat ervan

5. HET NATIONAAL PARK HOGE KEMPEN: EEN ECONOMISCH OOGPUNT

In dit hoofdstuk wordt het NPHK bekeken vanuit een economisch oogpunt. Dit creëert de mogelijkheid om een antwoord te formuleren op de laatste deelvraag.

5.1 Ecosystemen economisch bekeken: alternatieve aanpak

Costanza *et al.* (1997) stellen dat ecosystemen en ecosystemendiensten zowel direct als indirect bijdragen tot welvaart, wat maakt dat ze deel uitmaken van de totale waarde van onze planeet. De economische waarde van ecosystemendiensten zelf kan bepaald worden aan de hand van het concept van 'waardering van ecosystemendiensten'. De Groot *et al.* (2002) sommen verschillende waarderingmethoden op waaronder: een directe markt valorisatie, een indirecte markt valorisatie waarbij aan de hand van verschillende technieken de bereidheid tot betalen en de bereidheid tot het accepteren van een compensatie wordt bepaald, een contingente valorisatie en een groepsvalorisatie.

Een belangrijk concept bij de waardering van ecosystemendiensten is het door Sven Wunder geïntroduceerde Payment for Ecosystem Services (PES). PES is een vrijwillige transactie waarbij een duidelijk gedefinieerde ecosystemedienst (of landgebruik dat deze ecosystemedienst voorziet) wordt gekocht door tenminste één ecosystemedienst-koper van tenminste één ecosystemedienst-verschaffer, als en slechts als de ecosystemedienst-verschaffer de voorziening van de ecosystemedienst verzekert (Wunder, 2005).

Ecosystememanagers halen doorgaans minder inkomsten uit landgebruiken die de ecosystemendiensten garanderen, dan uit alternatieve landgebruiken. Hierdoor zijn zij geneigd om te kiezen voor het alternatieve, meer winstgevende landgebruik. De ecosystemedienst-gebruikers kunnen hierdoor de voordelen geleverd door de ecosystemedienst verliezen. Een financiële compensatie aangeboden door de gebruikers kan het gewenste landgebruik echter tot de meest aantrekkelijke optie maken voor de ecosystememanager (Engel *et al.*, 2008).

Concreet zou PES binnen het NPHK toegepast kunnen worden door de ecosystemedienst-gebruikers een financiële compensatie aan te laten bieden aan het NPHK. Deze financiële compensatie dient vervolgens door het NPHK gebruikt te worden voor het onderhoud en beheer van de ecosystemen die deze ecosystemendiensten garanderen. Hierdoor zullen de ecosystemendiensten waarvan gebruik gemaakt wordt niet verloren gaan. De gebruikers zijn enerzijds de bezoekers van het NPHK,

anderzijds zijn het de bewoners die rondom het park wonen en continu gebruik maken van de aangeboden ecosysteemdiensten.

Het voordeel van deze aanpak is dat de ecosysteemmanager (het NPHK in dit geval) rechtstreeks een financiële compensatie ontvangt van de ecosysteemdienstgebruiker (bezoekers en omwonenden in dit geval). Zij kunnen dit geld dan gebruiken voor het beheer van het ecosysteem.

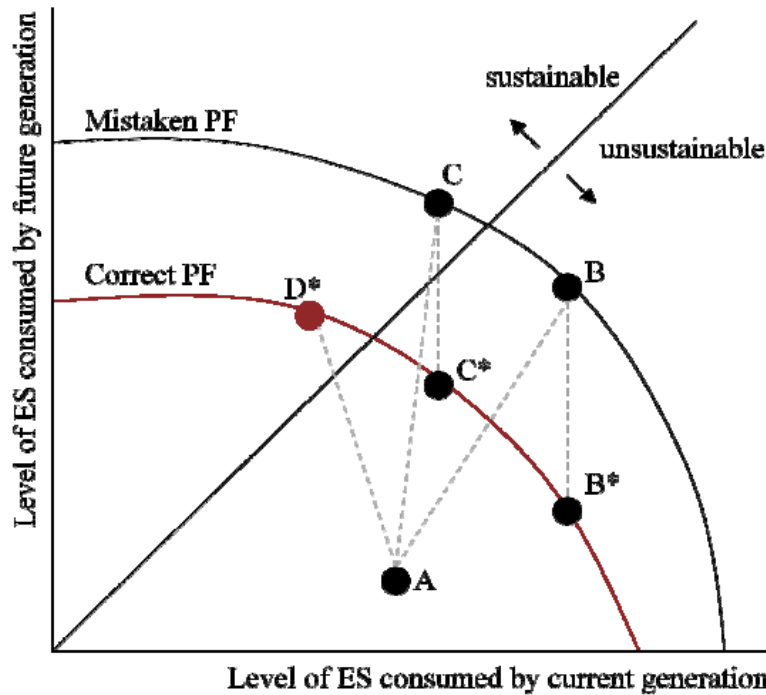
Een nadeel dat zich echter stelt bij het waarderen en valoriseren van ecosysteemdiensten is dat de prijzen niet de juiste informatie bevatten over de optimale schaal voor de economie in relatie tot het milieu (Norgaard, 1990; Victor, 2008). Bijgevolg zijn de eerder genoemde markt gebaseerde instrumenten niet noodzakelijk duurzaam, omdat ze vertrekken vanuit de markt waarin de juiste informatie niet vervat zit.

5.2 Ecosystemen economisch bekeken: aanpak voorgesteld in masterproef

Als oplossing voor het hierboven vermelde probleem, wordt in deze masterproef vertrokken vanuit het biologisch standpunt om zo te komen tot een maximale economische schaal. Deze zal rekening houden met wat het ecosysteem aankan, i.e. zodat het niet onherroepelijk beschadigd wordt.

5.2.1 Maximale economische schaal

Om een maximale economische schaal op te stellen die ons in staat stelt een natuurlijk kapitaal te gebruiken zonder onherroepelijke schade te berokkenen, dienen biologische en economische data gecombineerd te worden. Volgende figuur biedt een grafische weergave van het concept maximale economische schaal.



Afbeelding 5.1: Maximale economische schaal en Possibility Frontier (x-as: hoeveelheid geconsumeerd natuurlijk kapitaal door huidige generatie; y-as: hoeveelheid geconsumeerd natuurlijk kapitaal door toekomstige generaties)

De grafiek toont de Possibility Frontier (PF) in functie van de hoeveelheid geconsumeerde ecosysteemdiensten door de huidige generatie en de volgende generatie. De PF geeft de maximale productie aan ecosysteemdiensten weer. Twee PF's zijn opgenomen. Hierbij is de 'mistaken PF' degene die gebaseerd is op onze huidige economie en de 'correct PF' degene die gecorrigeerd met de kennis over de uitputting van het natuurlijk kapitaal van sommige ecosystemen. De 45° lijn geeft het kritische punt aan waarvoor we ons ofwel in een duurzaam, ofwel in een niet-duurzaam consumptiepatroon bevinden. Boven de 45° lijn zitten we in een duurzaam consumptiepatroon en zullen toekomstige generaties ook nog gebruik kunnen maken van de hedendaagse ecosysteemdiensten. Onder de 45° lijn zitten we in een niet-duurzaam consumptiepatroon en zullen toekomstige generaties geen gebruik meer kunnen maken van onze ecosysteemdiensten.

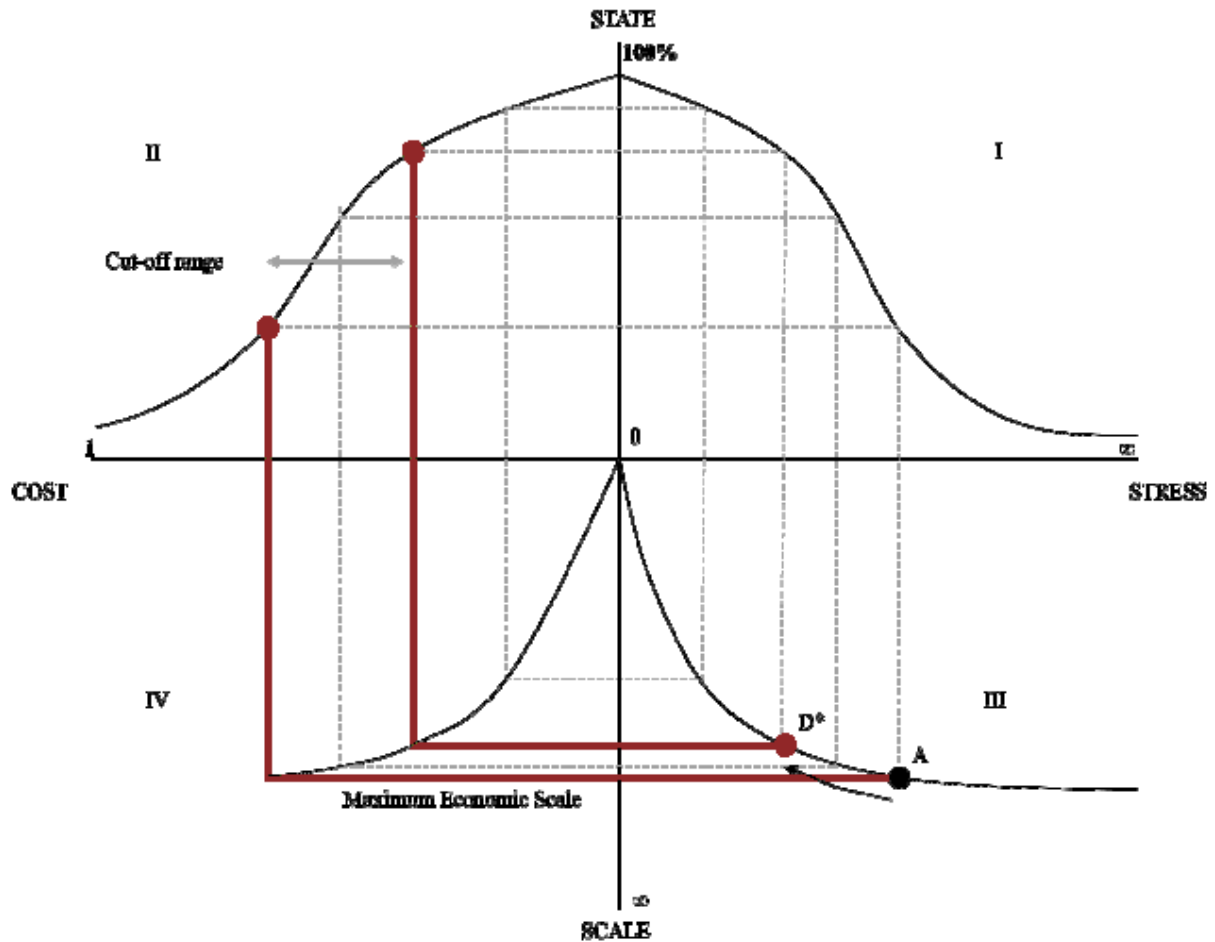
Wanneer we vertrekken vanuit punt A, en het management het maximale dat aan natuurlijk kapitaal geproduceerd wordt wil nuttigen, zijn er twee mogelijkheden wanneer alleen de 'mistaken PF' in rekening genomen wordt. Enerzijds kan er gekozen worden voor een duurzame consumptie ($A \rightarrow C$), anderzijds voor een niet-duurzame consumptie ($A \rightarrow B$). Hoe dan ook leiden beide mogelijkheden tot niet-duurzame consumptiepatronen op lange termijn, aangezien geen rekening gehouden werd met correcte informatie over de productiemogelijkheden van natuurlijk kapitaal.

Wanneer wél rekening gehouden wordt met de correcte informatie, bestaan dezelfde mogelijkheden als bij de 'mistaken PF'. Enerzijds kan gekozen worden voor een niet-duurzame consumptie ($A \rightarrow B^*$; $A \rightarrow C^*$), anderzijds voor een duurzame consumptie ($A \rightarrow D^*$). Hierbij is enkel D^* het punt waarbij ook

toekomstige generaties gebruik zullen kunnen maken van de huidige ecosysteemdiensten. Punt D* kan beschouwd worden als de maximale economische schaal.

5.2.2. Maximale economische schaal: linken met andere begrippen

Volgende afbeelding linkt de maximale economische schaal met begrippen zoals stress, staat van een ecosysteem en de kost van het verloren gaan van het ecosysteem. Deze figuur werd reeds aangehaald in de onderzoeksopzet.



Afbeelding 5.2: Maximale economische schaal: linken met andere begrippen (staat van ecosysteem, stress uitgeoefend op een ecosysteem, de kost van het verloren gaan van het ecosysteem, economische schaal, cut-off range)

Kwadrant I linkt stress uitgeoefend op een ecosysteem aan de staat ervan. Wanneer de stress oneindig groot is, zal de staat van het ecosysteem zich op een zeer laag niveau bevinden (0%). Wanneer de stress heel klein is, zal de staat van het ecosysteem zich op een hoog niveau bevinden en richting 100% gaan. Hierbij is 100% de best mogelijke staat van het ecosysteem, waarbij er een maximale biodiversiteit binnen het ecosysteem is.

Kwadrant II linkt de staat van het ecosysteem aan de kost van het verloren gaan ervan. Zoals reeds eerder aangehaald, dient deze kost niet als een economische kost beschouwd te worden, maar eerder

als een ecologische kost. Hierbij wordt bedoeld hoe rouwig men (bijvoorbeeld biologen of bezoekers) is om het verloren gaan van het ecosysteem. Wanneer de staat van het ecosysteem zeer goed is, zal het minder erg gevonden worden dat een deel van het ecosysteem verloren gaat dan wanneer de staat van het ecosysteem zeer slecht is.

Kwadrant III linkt de stress uitgeoefend op een ecosysteem aan de economische schaal. Een grote economische schaal (meer recreanten in het NPHK), zal leiden tot een hogere uitgeoefende stress op het ecosysteem. Een kleine economische schaal (minder recreanten in het NPHK), zal leiden tot een lagere uitgeoefende stress op het ecosysteem.

De maximale economische schaal incorporeert al deze verschillende relaties en geeft deze schaal weer waarbij het ecosysteem niet onomkeerbaar verstoord wordt. Door de cut-off range te bepalen in het 2^{de} kwadrant, kan teruggekeken worden naar de maximale stress die uitgeoefend kan worden op het ecosysteem alvorens het onomkeerbaar verstoord wordt. Deze maximale stress kan vervolgens in het derde kwadrant gelinkt worden aan een economische schaal. De economische schaal die correspondeert met deze maximale stress kan gedefinieerd worden als de maximale economische schaal voor het ecosysteem.

5.3 De huidige economische schaal van het NPHK

Voor de bepaling van de huidige economische schaal werd via het NPHK data verkregen omtrent jaarlijkse bezoekersaantallen en de gegenereerde omzet¹⁵. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de jaarlijkse bezoekersaantallen vanaf 2005 (het jaar voor de opening van het NPHK).

Jaar	Totaal	Fietsers	Attracties	Wandelaars
2005	548 147	286 143	162 004	100 000
2006	545 280	266 683	178 597	100 000
2007	598 408	257 632	182 525	158 251
2008	675 622	261 720	239 788	174 114
2009	755 389	299 253	264 382	191 754
2010	724 360	250 828	288 661	184 871
2011	776 571	277 773	295 037	203 761

Tabel 5.1: Overzichtstabel jaarlijkse bezoekersaantallen (bron: Economisch effect Nationaal Park Hoge Kempen, 2012)

Er dienen enkele opmerkingen gemaakt te worden bij bovenstaande tabel. Sinds de opening van het NPHK steeg het totale bezoekersaantal in 2011 met 41,67% t.o.v. 2005. Deze stijging is voornamelijk

¹⁵ Deze data werd verkregen via Ine Van Der Stock, Toerismemedewerker van het NPHK

het gevolg van een stijging in het aantal wandelaars en het aantal attractiebezoekers (dit zijn de mensen die komen voor de attracties gelegen aan de toegangspoorten). Zo stegen de attractiebezoekers in 2011 met 82,12% tot 295 037 bezoekers en het aantal wandelaars met 103,76% tot 203 761 bezoekers t.o.v. 2005. Hierbij dient wel bemerkt te worden dat het aantal wandelaars voor 2005 en 2006 een onderschatting kan zijn voor het ware aantal wandelaars tijdens deze periode aangezien er pas vanaf eind 2006 officiële wandeltellers geplaatst werden. De aantallen voor 2005 en 2006 betreffen dus enkel schattingen.

Verder kan er opgemerkt worden dat in 2010 een plotse terugval waar te nemen is in de bezoekersaantallen. Reden hiervoor is dat 2010 getypeerd werd door een uitzonderlijk koude en natte zomer, gevolgd door een zeer barre winter met veel sneeuw. Hierdoor bleven veel mensen thuis in plaats van een bezoek te brengen aan het NPHK. Deze plotse daling is ook waarneembaar in het aantal fietsers en wandelaars voor 2010. We zien echter dat deze daling niet waarneembaar is in het aantal attractiebezoekers. De verklaring hiervoor is dat veel van deze attracties zich in overdekte ruimtes afspelen.

Binnen deze masterproef is de laatste kolom in *tabel 5.1*, de kolom van de jaarlijkse aantallen wandelaars, degene waarin we geïnteresseerd zijn. Het zijn namelijk de wandelaars die de voornaamste oorzaak zijn van de vertrapping van plant – en diersoorten binnen het NPHK.

5.3.1 Typering van een wandelaar

Allereerst kan in de typering van een wandelaar gekeken worden naar de voorkeurslocatie voor een typische wandelaar van het NPHK. Hiervoor zijn voor 2011 data beschikbaar die het totaal aantal wandelaars opsplijst naar de vijf verschillende toegangspoorten of naar een lange afstand. Volgende tabel geeft een overzicht weer voor het aantal wandelaars per wandelgebied in 2011.

Wandelgebied	Aantal wandelaars
Mechelse Heide	112 069
Lieteberg	14 263
Station As	26 489
Kattevennen	14 263
Pietersheim	32 602
Lange afstand	4 075

203 761

Tabel 5.2: Overzichtstabel aantal wandelaars per wandelgebied in 2011 (Bron: Economisch effect Nationaal Park Hoge Kempen, 2012)

Het populairste wandelgebied binnen het NPHK is overduidelijk de Mechelse Heide met 112 069 wandelaars in 2011 (55% van het totaal aantal wandelaars in 2011). De Mechelse Heide staat gekend als hét wandelgebied bij uitstek van het NPHK¹⁶. Waar de andere wandelgebieden vooral gericht zijn op boswandelingen, is de Mechelse Heide een wandelgebied dat gekenmerkt wordt door de aanwezigheid van heidelandschappen. Met haar 700 hectaren aan heide is de Mechelse Heide één van de grootste heidelandschappen van Vlaanderen. Binnen dit heidelandschap treffen we ook de eerder genoemde Rode Dophei (*E. Cinerea*)¹⁷.

De aanwezige wandelaars creëren een mogelijkheid voor het NPHK om een omzet te genereren. Het Economisch effect Nationaal Park Hoge Kempen (2012) maakt notie van een wandelstudie uitgevoerd door het M.A.S., waaruit bleek dat een wandelaar gemiddeld 4,3 euro spendeert binnen het NPHK. Deze uitgave kan gelinkt worden aan de aankoop van een drankje en hapje, de aankoop van een wandelkaart, de aankoop van gadgets en het betalen van toegangsgeld voor attracties. Voor 2011 zou dit betekenen dat de wandelaars 876 172,3 euro spendeerden binnen het NPHK.

5.3.2 Vertrapping van heidelandschappen veroorzaakt door de wandelaar

Moore *et al.* (2012) stelt dat recreatie onvermijdelijk een impact heeft op de ecologische componenten van de natuurlijke omgeving zoals bodem, vegetatie, water en op het dierenrijk. Sterl *et al.* (2008) onderscheidt drie mogelijke vormen van verstoringen die een impact hebben op deze natuurlijke omgeving. Een eerste mogelijke vorm is een verstoring van de eigendomsrechten van de natuur, waarbij de habitat onderbroken wordt door bijvoorbeeld de bouw van recreatieve infrastructuur of de aanleg van wandel – en fietspaden. Een tweede vorm is de verstoring ten gevolge van onderbreking van de rust, wat mogelijk is zonder enig direct contact tussen dieren of planten en mensen. Een laatste mogelijke vorm is het molesteren van aanwezige diersoorten. Deze molestering is een direct gevolg van een direct contact tussen mensen en dieren door bijvoorbeeld jacht. Onder deze vorm van verstoring wordt ook het wandelen en fietsen gerekend.

De gevoeligheid en respons van soorten op een bepaalde verstoring is afhankelijk van de frequentie ervan. De respons is minder gevoelig wanneer het gaat over verstoring afkomstig van ‘onschuldige’ bezoekers (deze die bijvoorbeeld geen afval achterlaten) of wanneer de verstoring in een bepaalde mate voorspelbaar is (Sterl *et al.*, 2008). Deze mate van voorspelbaarheid wordt beïnvloed door aanwezige wandel – of fietspaden. Wanneer bezoekers op deze aangelegde paden blijven (on-trail recreatie), zal er minder verstoring zijn omdat plant – en diersoorten aan deze verstoring reeds

¹⁶ <http://www.rlkm.be/nl/hoge-kempen/toegangspoorten/mechelse-heide/wandelen>, geraadpleegd op 01/04/2013

¹⁷ http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Domeinen/Limburg/Mechelse_Heide.aspx, geraadpleegd op 01/04/2013

'gewend' zijn, en bijgevolg deze in bepaalde mate kunnen voorspellen. Er ontstaat echter een probleem wanneer bezoekers van de vooraf aangelegde paden afwijken (off-trail recreatie). Aanwezige plant – en diersoorten in het recreatiegebied kunnen deze verstoring niet voorspellen, waardoor ze hierop in een hogere mate zullen reageren. We beschouwen voortaan enkel het verschil tussen on-trail en off-trail wandelen. Een verschil in bijvoorbeeld het gewicht van wandelaars of tussen het schoentype van wandelaars zou eventueel andere resultaten kunnen vertonen. Cole en Bayfield (1993) toonden echter voor zowel het gewicht als het schoentype aan dat dit geen substantieel verschil teweeg brengt. Het bewijs dat dit geen verschil teweeg brengt kan als fundering beschouwd worden voor de keuze voor het verschil tussen on-trail en off-trail wandelen.

Off-trail recreatie is een probleem dat voornamelijk voorkomt bij wandelaars. Fietsers kunnen vaak niet van het aangelegde fietspad afwijken omdat ofwel het fietspad omgeven is door een (lage) omheining, ofwel het gebied buiten het fietspad veelal onregelmatig is (en fietsen bijgevolg onmogelijk wordt). Voor wandelaars vormt dit geen probleem en is er weinig tot geen verschil tussen on-trail of off-trail wandelen.

Aangezien niet elke wandelaar off-trail gaat wandelen dient er gezocht te worden naar een verhouding tussen het aantal off-trail wandelaars t.o.v. het totale aantal wandelaars. Deze hoeveelheid werd tot nu toe slechts gering onderzocht in de literatuur. Slechts één studie, deze van Sterl *et al.* (2008), werd gevonden, waarin een percentage werd bepaald voor het aantal off-trail wandelaars. Tijdens deze studie werd in het Donau-Auen National Park in Oostenrijk onderzocht wat het bewustzijn is van parkbezoekers ten aanzien van verstoringseffecten, veroorzaakt door recreatie. Hierbij werden 271 bezoekers ondervraagd aan de hand van een gestandaardiseerde vragenlijst, en werden zij ingedeeld in drie groepen: wandelaars met een hond, on-trail wandelaars en off-trail wandelaars. De off-trail wandelaars die een hond bijhadden, werden onderverdeeld in de groep van off-trail wandelaars. Van de 271 geïnterviewde bezoekers gaven 33 bezoekers (of 12% van de geïnterviewde bezoekers) aan dat zij regelmatig off-trail wandelen, 190 bezoekers (of 70% van de geïnterviewde bezoekers) gaf aan dat zij altijd on-trail wandelen. De off-trail wandelaars bezochten het park voornamelijk voor recreatie (44% van de off-trail wandelaars) en voor het bezichtigen van de natuur (27% van de off-trail wandelaars). De lengte van hun bezoek varieerde tussen 1 en 4 uur en 60% van de off-trail wandelaars gaf aan minstens één maal in de week een bezoek te brengen aan het park.

Het gevonden percentage off-trail wandelaars (namelijk 12%) zal, bij gebrek aan andere onderzoeken, gehanteerd worden. Bij veralgemeningen dient echter wel rekening gehouden te worden met enkele bemerkingen aangaande dit percentage. Een eerste bemerking is dat het gevonden percentage werd afgeleid uit een onderzoek gevoerd in het Donau-Auen National Park in Oostenrijk, waardoor gewoontes van andere nationaliteiten andere resultaten kunnen opleveren. Eenzelfde onderzoek in het

NPHK zou eventueel andere percentages kunnen opleveren omdat de bezoekers hiervan anders tegenover off-trail wandelen kunnen staan. Een tweede bemerking betreft de periode waarin het onderzoek uitgevoerd werd. Aangezien het onderzoek enkel uitgevoerd werd in de wintermaanden, werden verschillen in bezoekersaantallen ten gevolge van seizoenen niet mee opgenomen. Het percentage zou mogelijk kunnen afwijken wanneer dit onderzoek gedurende een volledig jaar uitgevoerd werd. Bijgevolg is het aangeraden om in verdere onderzoeken aangaande de verstoring ten gevolge van off-trail wandelen in het NPHK een correcte bepaling te doen voor het percentage van off-trail wandelaars.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van het aantal off-trail wandelaars voor het NPHK bij een gehanteerd percentage van 12%, gebaseerd op het jaarlijks aantal wandelaars uit *tabel 5.1*.

Jaar	Totaal aantal wandelaars	Off-trail wandelaars
2005	100 000	12 000
2006	100 000	12 000
2007	158 251	18 990
2008	174 114	20 894
2009	191 754	23 010
2010	184 871	22 185
2011	203 761	24 451

Tabel 5.3: Overzichtstabel aantal off-trail wandelaars voor het Nationaal Park Hoge Kempen

Zoals zichtbaar is in *tabel 5.3* stijgt het aantal off-trail wandelaars, net zoals het totaal aantal wandelaars, geleidelijk na de opening van het NPHK. Waar het aantal off-trail wandelaars in 2005 12 000 wandelaars betrof, is dit in 2011 gestegen tot 24 451. Zoals reeds eerder gesteld zijn het deze off-trail wandelaars die de grootste oorzaak vormen van vertrapping. Deze ‘onverwachte’ verstoring is groter dan de ‘verwachte’ verstoring die er zou zijn indien de wandelaars on-trail blijven. Bijgevolg kunnen we stellen dat de ‘onverwachte’ verstoring, en bijgevolg ook de vertrapping, door een toename in het aantal off-trail wandelaars ook is toegenomen.

5.4 De relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op het ecosysteem

Op basis van voorgaande paragrafen kan een antwoord geformuleerd worden op de vierde en laatste deelvraag:

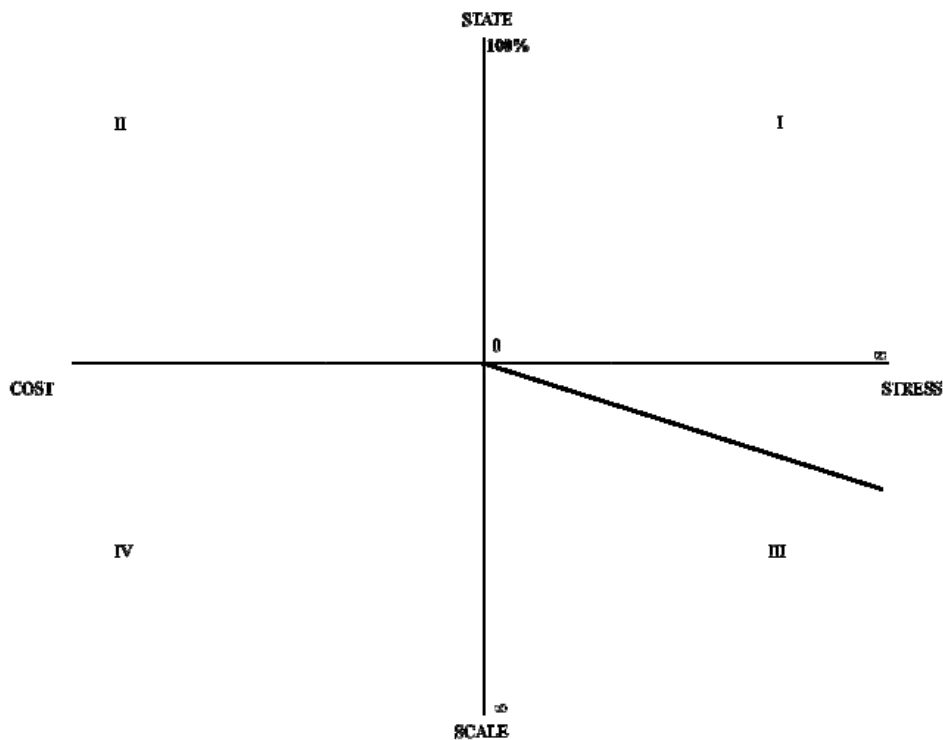
“Wat is de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandenschappen?”

De huidige economische schaal die binnen deze deelvraag gehanteerd wordt, wordt bepaald door het aantal wandelaars dat jaarlijks het NPHK bezoekt. De stress uitgeoefend op heidelandschappen wordt hier beperkt tot vertrappeling.

Binnen het totaal aantal wandelaars kan zoals reeds vermeld een onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds on-trail wandelaars en anderzijds off-trail wandelaars. De on-trail wandelaars, degene die op het wandelpad blijven, veroorzaken een voorspelbare verstoring voor plant – en diersoorten gelegen rond het wandelpad. Deze zijn dus in een bepaalde mate ‘gewend’ aan deze verstoring, waardoor de verstoring geen probleem vormt. Het probleem van vertrappeling stelt zich echter voornamelijk bij off-trail wandelaars. Dit zijn de wandelaars die gedurende hun wandeltocht afwijken van de aangelegde wandelpaden en hierbuiten de aanwezige plant – en diersoorten vertrappelen.

Van belang om de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen te kunnen bepalen is om het percentage van wandelaars te vinden die off-trail gaat wandelen. In een studie van Sterl *et al.* (2008) werd op basis van interviews bepaald dat dit percentage 12% bedroeg. Deze 12% kan beschouwd worden als de richtingscoëfficiënt van de grafiek die de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen beschrijft.

Volgende grafiek geeft de gevonden relatie weer in het derde kwadrant van het gehanteerde kader.



Afbeelding 5.3: Theoretische relatie tussen de huidige economische schaal (bepaald als het aantal wandelaars) en de stress uitgeoefend op heidelandschappen (bepaald als vertrappeling)

Bij de gevonden relatie dienen er enkele bemerkingen gemaakt te worden die het gevonden resultaat kunnen wijzigen.

Ten eerste werd er voor de bepaling van deze grafiek van uit gegaan dat elke extra off-trail wandelaar even veel stress uitoefent op het heidelandschap, resulterend in een lineaire relatie. Deze veronderstelling kan in werkelijk echter afwijken. Zo is het enerzijds mogelijk dat indien een wandelaar een voorgaande wandelaar off-trail ziet wandelen, deze geneigd is te volgen en ook off-trail te wandelen terwijl hij dat anders misschien niet van plan was. De curve die we dan zouden bekomen zou de vorm van een exponentiële curve aannemen, betekenend dat naarmate er meer wandelaars zijn, de uitgeoefende stress exponentieel toeneemt doordat zij elkaar off-trail gaan volgen. Anderzijds kan het zijn dat wanneer wandelaars in een begeleide groep gaan wandelen, zij minder geneigd gaan zijn om off-trail te wandelen vanwege aanmaningen van de begeleider om op het wandelpad te blijven. De curve die we dan zouden bekomen zou de vorm van een logaritmische curve aannemen, betekenend dat naarmate er meer wandelaars zijn, de uitgeoefende stress logaritmisch zal afnemen.

Ten tweede werd uitgegaan van een richtingscoëfficiënt van 12%. Aangezien deze gebaseerd is op een studie in Oostenrijkse Donau-Auen National Park, kan dit verschillen voor het NPHK. Omwille van lokale gewoonten kan deze grafiek dus hoger (grotere richtingscoëfficiënt) of lager (kleinere richtingscoëfficiënt) liggen. Wanneer het bijvoorbeeld gebruikelijk is dat wandelaars in het NPHK off-trail wandelen, zal er een grotere richtingscoëfficiënt zijn voor de grafiek. Wanneer het NPHK echter in een grote mate het publiek aanmaant om op de wandelpaden te blijven, zal er een lagere richtingscoëfficiënt zijn voor de grafiek.

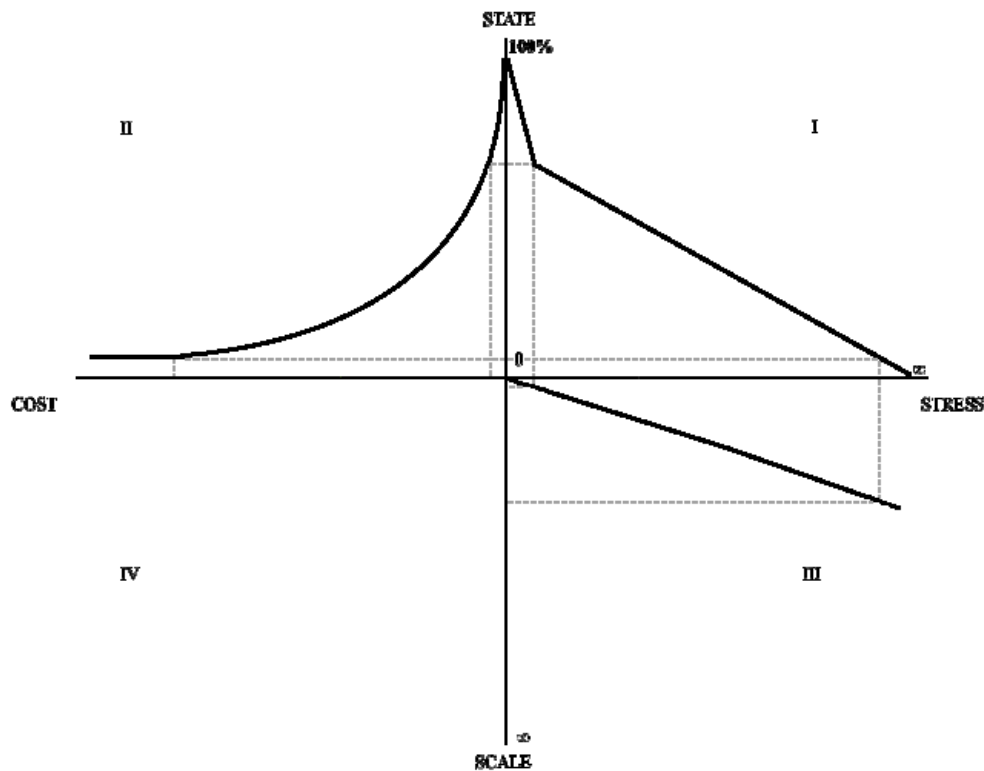
6. BEPALING VAN DE MAXIMALE ECONOMISCHE SCHAAL

Op basis van de hierboven onderzochte deelvragen werden er 3 (theoretische) relaties bepaald: de relatie tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat van heidelandschappen (kwadrant I), de relatie tussen de kost van het verloren gaan van heidelandschappen en de staat van heidelandschappen (kwadrant II) en de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen (kwadrant III). Deze relaties werden elk apart in het gehanteerde kader geplaatst. Door de gevonden relaties samen in het gehanteerde kader te plaatsen, zijn we in staat een maximale economische schaal te bepalen voor heidelandschappen binnen het NPHK, en zodanig een antwoord te formuleren op de centrale onderzoeksvraag:

“Wat is de maximale economische schaal van het NPHK opdat de heidelandschappen binnen het Nationaal Park Hoge Kempen niet onomkeerbaar verstoord worden?”

6.1 Bepaling maximale economische schaal voor het Nationaal Park Hoge Kempen

Volgende afbeelding geeft de 3 gevonden relaties samen weer in het gehanteerde kader.



Afbeelding 6.1: Gevonden relaties (stress-staat; kost-staat; schaal-stress) samen in het gehanteerde kader

Zoals reeds eerder gesteld, is bij een initieel uitgeoefende stress een hoge richtingscoëfficiënt waarneembaar, betekenend dat er bij deze stress een grote degradatie van het heidelandschap is. Na deze initiële stress is een knikpunt waarneembaar in de grafiek, betekenend dat de bijkomende stress een minder groot effect zal hebben op het degraderen van het heidelandschap. Daarnaast werd er gesteld dat er voor heidelandschappen een bepaalde initiële en minimale hoeveelheid aan stress vereist is (en bijgevolg een bepaalde staat van het heidelandschap verwacht wordt).

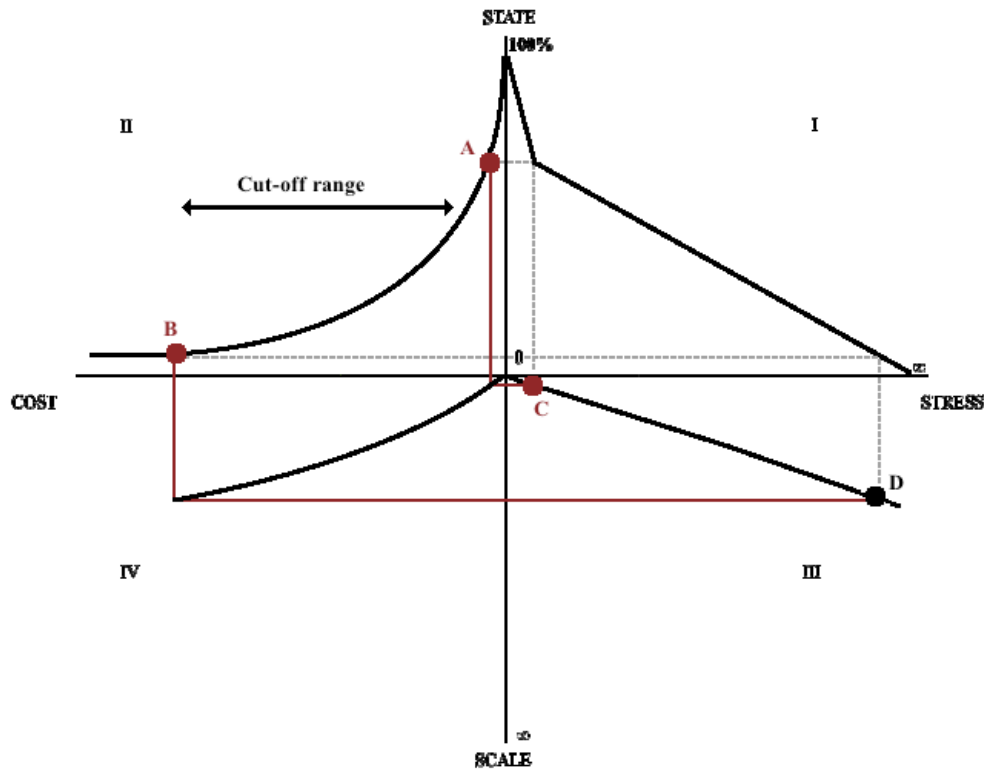
Voor het samen plaatsen van de verschillende relaties in het gehanteerde kader wordt er verondersteld dat het knikpunt, waarbij de richtingscoëfficiënt van de relatie tussen de stress uitgeoefend op het heidelandschap en de staat van het heidelandschap, samenvalt met het punt waarbij de minimale vereiste verstoring voor heidelandschappen (en dus de corresponderende staat van het heidelandschap) bereikt is. De stippellijnen die in *afbeelding 6.1* vertrekken vanuit het knikpunt van de relatie in kwadrant I duiden deze veronderstelling aan.

Vooraleer vervolgens een maximale economische schaal bepaald kan worden, dient allereerst een cut-off range bepaald te worden. Zoals er reeds in de onderzoeksopzet aangehaald werd, wordt deze cut-off range bepaald op basis van het verband tussen de staat van een ecosysteem en de kost van het verloren gaan ervan, en kan deze range beschouwd worden als wat maximaal aanvaard wordt als kost aan het milieu. Om deze cut-off range te bepalen dienen er twee punten afgeleid te worden voor de relatie in het tweede kwadrant.

Deze twee punten corresponderen met enerzijds het punt waarbij de minimaal vereiste stress (corresponderend met een vereiste staat) bereikt is en anderzijds het punt waarop een maximale toegelaten degradatie van de staat van het ecosysteem bereikt is, alvorens het instort. De minimaal vereiste stress werd bepaald als de staat die correspondeert met het knikpunt in de relatie van kwadrant I. De maximaal toegelaten degradatie van de staat van heidelandschappen werd bepaald als de staat waarbij het heidelandschap gedegradéerd is tot een purperen hei. Ook dit punt staat in *afbeelding 6.1* afgebeeld a.d.h.v. stippellijnen in kwadrant II (daar waar de richtingscoëfficiënt 0 wordt).

Aan de hand van deze twee punten kan vervolgens de relatie in het vierde kwadrant bepaald worden, namelijk deze tussen de economische schaal en de kost van het verloren gaan van heidelandschappen. Met behulp van deze relatie zijn we vervolgens in staat om de maximale economische schaal opdat heidelandschappen niet onomkeerbaar verstoord worden te bepalen.

Volgende figuur geeft een overzicht van de bepaling van de relatie in het vierde kwadrant aan de hand van eerdere relaties, samen met de cut-off range.

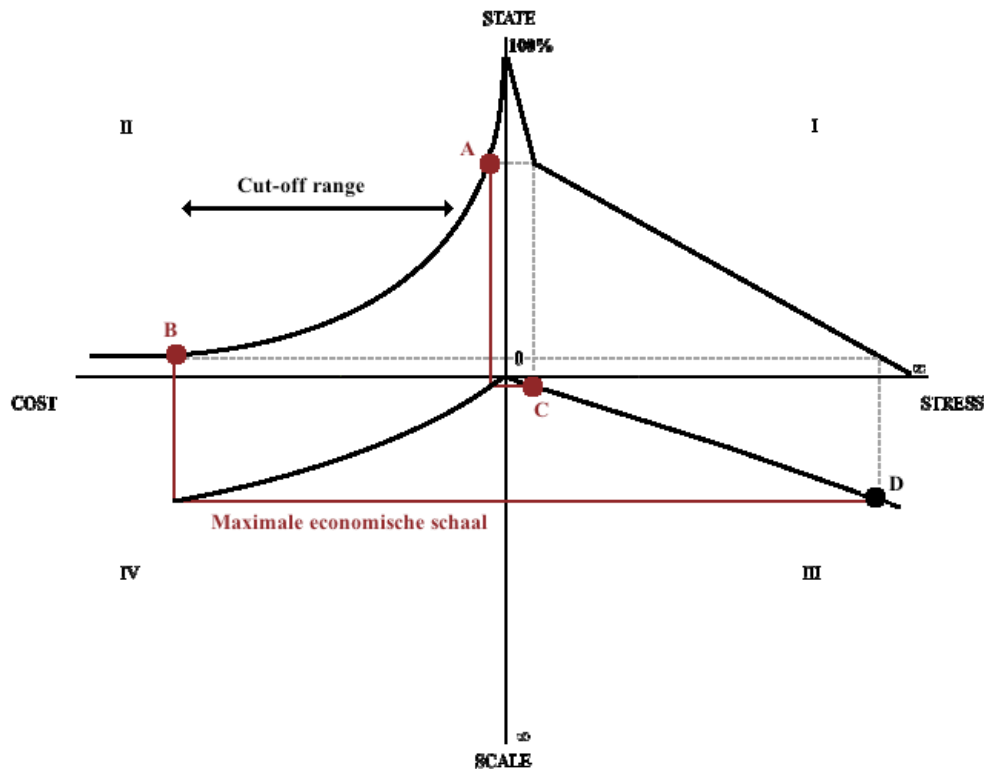


Afbeelding 6.2: Bepaling relatie vierde kwadrant a.d.h.v. punt A (minimaal vereiste verstoring), punt B (maximaal toegelaten verstoring), punt C (minimaal vereiste economische schaal) en punt D (maximaal toegelaten economische schaal)

De bepaling van de relatie in het vierde kwadrant, en bijgevolg van de maximale economische schaal, gebeurt aan de hand van de cut-off range, afgebeeld in *afbeelding 6.2* als de range tussen punten A en B. Hierbij stelt A het punt voor waarbij de minimale verstoring voor heidelandschappen reeds uitgeoefend is. B stelt de minimale verwachting van heidelandschappen voor, namelijk de purperen hei.

De cut-off range (kwadrant II) kan vervolgens geprojecteerd worden op de relatie in het derde kwadrant, op basis van de relatie in het eerste kwadrant. Hierbij correspondeert punt C (kwadrant III) met punt A (kwadrant II), waarbij C aangeeft hoeveel wandelaars er dienen te zijn (grootte van economische schaal) om de benodigde minimale verstoring voor heidelandschappen te bereiken. Punt D (kwadrant III) correspondeert met punt B (kwadrant II) en geeft aan hoeveel wandelaars er geweest moeten zijn vooraleer een maximale verstoring plaatsgevonden heeft die het heidelandschap in elkaar doet storten. Door de punten A en C, net als de punten B en D, te laten kruisen in het vierde kwadrant, bekomen we twee nieuwe punten waarmee we de relatie in het vierde kwadrant kunnen bepalen.

De maximale economische schaal kan vervolgens bepaald worden a.d.h.v. enerzijds de relatie tussen de economische schaal en de uitgeoefende stress, en anderzijds de cut-off range. Volgende figuur geeft een aanduiding van de maximale economische schaal in het gehanteerde kader.



Afbeelding 6.3: Aanduiding maximale economische schaal in het gehanteerde kader

Eén extra wandelaar t.o.v. deze maximale economische schaal zou extra stress uitoefenen op het heidelandschap, wat zou maken dat de maximale toegelaten degradatie van de staat van het heidelandschap overschreden wordt en bijgevolg het heidelandschap instort (en dus onomkeerbaar verstoord is).

6.2 Beleidsaanbevelingen voor het Nationaal Park Hoge Kempen

Aan de hand van de centrale onderzoeksvraag werd er een maximale economische schaal bepaald voor heidelandschappen binnen het NPHK zonder dat deze onomkeerbaar verstoord werden. Aangezien deze op een theoretische wijze bepaald werd, is het niet mogelijk om een exacte bepaling te geven van het aantal wandelaars dat nodig is om deze maximale economische schaal te bereiken. Het bestaan van een maximale economische schaal creëert echter wel de mogelijkheid om verbeteringen aan te geven in de vorm van beleidsaanbevelingen. Door het in rekening nemen van deze beleidsaanbevelingen kan de maximale economische schaal verhoogd worden. De onomkeerbare verstoring zal in dit geval pas bij een groter aantal wandelaars bereikt worden. De vooropgestelde aanbevelingen zijn gericht op het tegengaan van off-trail wandelen.

Tomczyk (2011) somt vijf verschillende methoden op om de recreatieve impact te minimaliseren: limiteer het gebruik, verbied bepaalde recreatiemogelijkheden, verhard paden, plaats omheiningen en sensibiliseer de bezoekers. Hierbij gaan we ons enkel concentreren op de laatste twee methoden,

aangezien deze de enige zijn die al de recreatiemogelijkheden toelaten en geen beperking stellen op het aantal bezoekers.

1) Plaats een lage omheining rond de aangelegde wandelpaden

Momenteel bevindt er zich rondom de aangelegde wandelpaden binnen het NPHK geen omheining. Dit maakt het voor wandelaars gemakkelijk om af te wijken van de wandelpaden en zo de omliggende heidelandschappen kunnen betreden. Het plaatsen van een lage omheining (tot aan kniehoogte) zou als effect hebben dat wandelaars minder geneigd zijn om van het aangelegde wandelpad af te wijken. Enerzijds wordt de doorgang voor bezoekers belemmerd, waardoor ze een (weliswaar geringe) moeite moeten doen om af te wijken van het wandelpad. Anderzijds zal het plaatsen van een lage omheining een psychologisch effect te weeg brengen, waardoor wandelaars op het aangelegde wandelpad zullen blijven.

Park *et al.* (2008) deed onderzoek naar het effect van het plaatsen van een omheining. De resultaten ervan duiden op een significante vermindering (p -waarde $< 0,001$) in het aantal off-trail wandelaars.

Het plaatsen van een lage omheining zou als gevolg hebben dat het aantal off-trail wandelaars daalt. Hierdoor stijgt het totaal aantal wandelaars dat nodig is vooraleer de hoeveelheid uitgeoefende stress bereikt wordt die noodzakelijk is om het heidelandschap te doen instorten.

2) Sensibiliseer de wandelaars

Het bewust maken van de wandelaars dat off-trail wandelen een negatief effect heeft op de soortenrijkdom van heidelandschappen is essentieel voor het terugdringen van het aantal off-trail wandelaars.

Voor het sensibiliseren van de wandelaars kan het NPHK informatieborden langs de wandelwegen plaatsen met daarop aangegeven waarom het belangrijk om op de aangelegde wandelpaden te blijven. Hierbij kunnen ook foto's geplaatst worden die tonen hoe heidelandschappen zullen evolueren indien deze verder verstoord worden. Deze informatieborden kunnen ook aan de toegangspoorten geplaatst worden, waarbij ook de rangers een rol krijgen in het sensibiliseren en aanspreken van de (off-trail) wandelaars. Breder genomen kan dit initiatief ook uitkomen van de overheid, waarbij niet enkel de wandelaars van het NPHK gesensibiliseerd worden, maar ook de wandelaars van andere natuurgebieden.

Ook voor deze methode onderzocht Park *et al.* (2008) de effectiviteit ervan. In tegenstelling tot de verwachtingen werd er geen significante vermindering waargenomen in het aantal off-trail wandelaars. Een reden hiervoor is dat er slechts geringe aandacht gegeven wordt aan borden waar te veel tekst op staat. Verder onderzoek wees uit dat er wel een significante vermindering optreedt wanneer er voornamelijk gewerkt wordt met foto's en korte en krachtige teksten op de informatieborden. Het plaatsen van dit soort borden is dus aangeraden.

Het sensibiliseren van de wandelaars zou wederom als gevolg hebben dat het aantal off-trail wandelaars daalt. Hierdoor zal het totaal aantal wandelaars stijgen dat nodig is vooraleer de hoeveelheid uitgeoefende stress bereikt is die het heidelandschap doet instorten.

7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

7.1 Conclusies

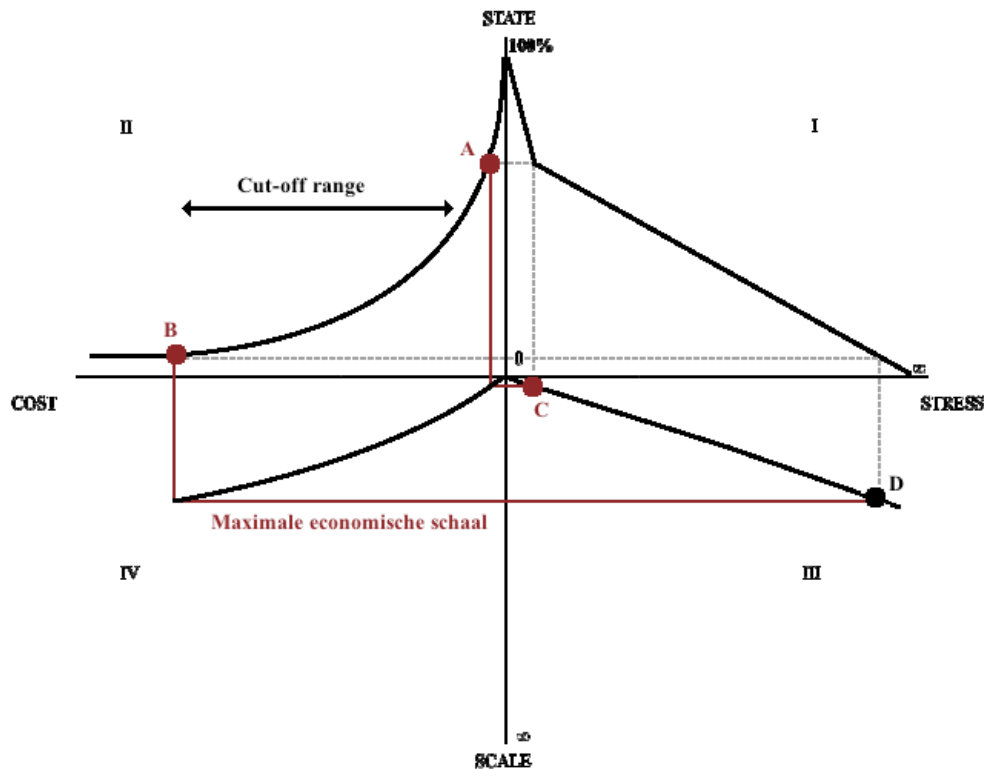
Het Nationaal Park Hoge Kempen (NPHK) is een uniek natuurgebied gelegen in de Belgische provincie Limburg. Het NPHK kan beschouwd worden als een verzameling van West-Europese terrestriële ecosystemen, die ons tal van ecosysteemdiensten leveren, en waarbinnen er een grote diversiteit te vinden is van zowel plant – als diersoorten.

Het probleem waarmee het NPHK geconfronteerd wordt is afkomstig van de tweeledige doelstelling die het park stelt, namelijk dat het enerzijds opengesteld is voor bezoekers voor recreatie doeleinden en het anderzijds een groot belang hecht aan de conservatie van de aanwezige diversiteit van zowel de ecosystemen als de aanwezige plant – en diersoorten. De bezoekers van het NPHK kunnen echter als een stressfactor beschouwd worden, aangezien ze een verstoring veroorzaken voor de aanwezige plant – en diersoorten. Wanneer deze verstoring té groot is, kan dit desastreuze gevolgen hebben voor ecosystemen en kunnen deze instorten.

Omdat er verschillende vegetatietypes aanwezig zijn in het NPHK (bossen, heidelandschappen, graslanden,...), werd er voor het gestelde probleem de focus gelegd op heidelandschappen. Vanuit deze problematiek werd volgende centrale onderzoeksvraag behandeld binnen deze masterproef:

“Wat is de maximale economische schaal van het NPHK opdat de heidelandschappen binnen het Nationaal Park Hoge Kempen niet onomkeerbaar verstoord worden?”

Voor het beantwoorden van deze centrale onderzoeksvraag werden vier deelvragen opgesteld, die samen geleid hebben tot het antwoord van de centrale onderzoeksvraag. Deze deelvragen werden elk gebruikt om een verschillende relatie te onderzoeken, die vervolgens in één kader geplaatst konden worden om dusdanig de maximale economische schaal te bepalen. Volgende figuur is de finale figuur voor het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag, waarbij elke relatie weergegeven is.



Afbeelding 7.1: Finale figuur voor het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag waarbij elke relatie zoals besproken in de deelvragen bepaald is

7.1.1 Kwadrant I: de relatie tussen stress en staat

In de eerste en tweede deelvraag werd de relatie onderzocht tussen de stress uitgeoefend op een heidelandschap en de staat ervan (kwadrant I). In de eerste deelvraag werd er gezocht naar plant – en diersoorten die kenmerkend zijn voor heidelandschappen. Het belangrijkste aspect van de eerste deelvraag was het vinden van plantensoorten die kenmerkend zijn voor heidelandschappen. Deze plantsoorten werden gevonden a.d.h.v. het instrument ontwikkeld door T’jollyn *et al.* (2009) om de lokale staat van instandhouding van habitattypes te bepalen. Hiervoor werd een opsplitsing gemaakt in twee verschillende type van heidelandschappen, namelijk droge Europese heide en Noord-Atlantische vochtige heide, beiden voorkomend in het NPHK. Voor beide typen van heiden werden er plantsoorten gevonden die beschouwd worden als sleutelsoorten, en van wie hun aanwezigheid vereist was om te kunnen spreken van heidelandschappen. De aanwezigheid van deze sleutelsoorten is dus bepalend voor de staat van het heidelandschap. De sleutelsoorten staan opgesomd in *tabel 4.1* en *tabel 4.2*.

Voor de bepaling van de relatie tussen de stress uitgeoefend op een heidelandschap en de staat ervan, werd enkel de focus gelegd op één vorm van stress, namelijk vertrapping. Verschillende studies werden gevonden die elk de invloed van vertrapping onderzochten op één bepaalde sleutelsoort voor

heidelandschappen. Op basis van deze studies kon de relatie bepaald worden tussen de stress uitgeoefend op een heidelandschap en de staat ervan.

Een algemene conclusie voor de relatie stelt dat deze opgesplitst kan worden in twee delen, zoals zichtbaar in kwadrant I van *afbeelding 7.1*. In het eerste deel van de relatie werd er gevonden dat een initiële uitoefening van stress een grote invloed heeft op de staat van het heidelandschap (lees: de staat van het heidelandschap neemt snel af). Vanaf een bepaalde hoeveelheid uitgeoefende stress neemt de snelheid van degradatie af, en heeft bijkomstige uitgeoefende stress een minder grote invloed dan deze vóór het knikpunt.

7.1.2: Kwadrant II: de relatie tussen kost en staat

In de derde deelvraag werd de relatie onderzocht tussen de staat van een heidelandschap en de kost van het verloren gaan ervan. Hierbij werd de kost niet als een economische, maar als een ecologische kost aanschouwd.

Aan de hand van een gesprek met bioloog Geert De Blust werd de relatie zoals weergegeven in kwadrant II van *afbeelding 7.1* bepaald. Deze relatie bestaat uit drie delen. Het eerste deel van de relatie loopt vanaf het punt waarop er een perfecte staat van het heidelandschap is tot aan punt A. Hierbij stelt punt A het punt voor waarbij er reeds een initiële degradatie van het heidelandschap geweest is. Deze initiële degradatie is afkomstig van de verstoring die vereist is voor heidelandschappen alvorens er sprake is van een heidelandschap. Aangezien deze verstoring gewenst, en zelfs vereist is, wordt er een lage kost toegekend aan de initiële degradatie van het heidelandschap.

Na deze initiële degradatie belandt de relatie in het tweede deel van de relatie, gaande van punt A tot punt B. Punt B geeft de maximale degradatie aan die toegelaten is voor heidelandschappen. Aangezien de staat van het heidelandschap vanaf punt A tot aan punt B geleidelijk aan afneemt, en er dus steeds minder van het oorspronkelijke heidelandschap overblijft, wordt er een steeds grotere kost toegekend aan de degradatie (of het verloren gaan) van het heidelandschap. Dit resulteert in een exponentieel toenemende curve.

Het derde en laatste deel van de relatie geldt vanaf het punt B, waar het heidelandschap een maximaal toegelaten degradatie heeft ondergaan en gedegradeerd is tot een purperen heide. Vanaf dit punt zal een verdere degradatie van het heidelandschap een volledige instorting ervan veroorzaken en evolueren naar een stuifduinlandschap. Omdat er vanaf dit punt geen sprake meer is van een

heidelandschap, wordt aan een bijkomstige degradatie een oneindig grote kost toegekend. Dit resulteert in een curve met als richtingscoëfficiënt 0.

7.1.3 Kwadrant III: de relatie tussen de economische schaal en stress

In de vierde en laatste deelvraag werd de relatie onderzocht tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen.

In de vierde en laatste deelvraag werd de relatie onderzocht tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen.

Een eerste bepaling die gemaakt werd, betrof de bepaling wanneer een wandelaar exact vertrappeling veroorzaakt. Voor deze bepaling werd onderscheid gemaakt tussen on-trail en off-trail wandelaars. De on-trail wandelaars zijn deze degene die gedurende hun wandeltocht op de wandelpaden blijven. De verstoring die hierdoor veroorzaakt wordt voor plant – en diersoorten, wordt verwacht en kan bijgevolg als minimaal beschouwd worden. Het probleem van vertrappeling van de aanwezige plant – en diersoorten stelt zich echter bij de off-trail wandelaars, die gedurende hun wandeltocht afwijken van wandelpaden.

Aan de hand van een studie uitgevoerd in het Donau-Auen National Park in Oostenrijk, door Sterl *et al.* (2008), kon bepaald worden hoe groot het percentage off-trail wandelaars is. Een percentage van 12% werd vervolgens gebruikt als richtingscoëfficiënt in de relatie tussen de huidige economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen. Hierbij werd er echter wel de veronderstelling gemaakt dat dit een lineaire relatie betreft, betekenend dat elke extra wandelaar evenveel extra stress uitoefent op het heidelandschap.

7.1.4 Kwadrant IV: bepaling maximale economische schaal

Na de bepaling van de relaties in kwadrant I, II en III a.d.h.v. werd het gehanteerde kader ingevuld. Vooraleer de maximale economische schaal bepaald kon worden, diende eerst nog de relatie in het vierde kwadrant bepaald te worden, samen met de cut-off range.

De cut-off range, hetgeen maximaal aanvaard wordt als kost aan het milieu, werd voor heidelandschappen bepaald als de range tussen het punt waarop de minimaal vereiste verstoring uitgeoefend is (punt A in *afbeelding 7.1*) en het punt waarop het heidelandschap een maximaal toegelaten degradatie heeft ondergaan (punt B in *afbeelding 7.1*).

Aan de hand van deze cut-off range, samen met de relatie tussen de economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen, werd vervolgens de relatie in het vierde kwadrant bepaald. Een maximale economische schaal, opdat heidelandschappen binnen het NPHK niet onomkeerbaar verstoord worden, werd hieruit bepaald. Deze staat aangeduid in het vierde kwadrant van *afbeelding 7.1*. Eén extra bezoeker t.o.v. deze maximale economische schaal zou als gevolg hebben dat er té veel verstoring uitgeoefend wordt op het heidelandschap en bijgevolg het heidelandschap instort.

7.2 Aanbevelingen voor verder onderzoek

De bepaling van de verschillende relaties in de kwadranten en van de maximale economische schaal gebeurde op een theoretische wijze. Hierbij werd er enkel getracht het verloop van elke relatie te bepalen. De gehanteerde aanpak laat ruimte voor verder onderzoek, waarbij geprobeerd wordt exacte bepalingen uit te voeren van de verschillende relaties. Volgende aanbevelingen zouden kunnen dienen als leidraad bij het onderzoek.

- 1) De relatie in kwadrant I, deze tussen de stress uitgeoefend op heidelandschappen en de staat ervan, werd bepaald als een lineaire relatie waarbij na een initieel uitgeoefende stress een knikpunt waarneembaar is. Verder onderzoek zou gericht moeten zijn op enerzijds de precieze bepaling van de hoeveelheid stress wanneer dit knikpunt bereikt wordt, en anderzijds op de bepaling van de exacte richtingscoëfficiënten voor de relatie. Het is aangeraden hiervoor experimenten uit te voeren volgens de methode van Cole en Bayfield (1993) voor de plantsoorten kenmerkend voor heidelandschappen.
- 2) De relatie in kwadrant III, deze tussen de economische schaal en de stress uitgeoefend op heidelandschappen, werd bepaald als een lineaire relatie met als richtingscoëfficiënt 0,12. Deze richtingscoëfficiënt werd bepaald a.d.h.v. een studie uitgevoerd in het Donau-Auen National Park in Oostenrijk. Aangezien er lokale verschillen kunnen bestaan in het off-trail wandelen is het aangeraden om een studie uit te voeren binnen het NPHK voor een exacte bepaling van het aantal off-trail wandelaars van het NPHK.
- 3) Tot slot is aanbevolen om in verder onderzoek een exacte bepaling uit te voeren voor de hoeveelheid stress die vereist is om beide punten van de cut-off range te bereiken.

REFERENTIELIJST

- Bade, T., Erk, A. Van, Houben, S., Smid, G. (2011). Hoge Kempen, hoge baten. De baten van het Nationaal Park Hoge Kempen in kaart gebracht. Arnhem: Triple E Productions.
- Bernhardt-Römermann, M., Gray, A., Vanbergen, A.J., Bergès, L., Bohner, A., Brooker, R.W., De Bruyn, L., De Cinti, B., Dirnböck, T., Grandin, U., Hester, A.J., Kanka, R., Klotz, S., Loucougary, G., Lundin, L., Matteucci, G., Mészáros, I., Oláh, V., Preda, E., Prévosto, B., Pykälä, J., Schmidt, W., Taylor, M.E., Vadineau, A., Waldmann, T., Stadler, J. (2011). Functional traits and local environment predict vegetation responses to disturbance: a pan-European multi-site experiment. *Journal of Ecology*, 99: p. 777-787.
- Bouchet, P., Falkner, G., Seddon, M.B. (1999). Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and European Habitats Directive: are they relevant to conservation?. *Biological Conservation*, 90: p. 21-31.
- Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics*, 83: p. 67-78.
- Cole, D.N., Bayfield, N.G. (1993). Recreational Trampling of Vegetation: Standard Experimental Procedures. *Biological Conservation*, 63: p. 209-215.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R.d., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Belt, M.v.d. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: p. 253-260.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: p. 393-408
- Demolder H. & Peymen, J. (2012). Natuurindicatoren 2012. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2012.2: Brussel.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, S.F., Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biology*, 4: p.1300-1305.

- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics*, 65: p. 663-674
- Europese Commissie (2011). Mededeling van de Commissie aan het Europese parlement, de raad, het Europees economisch en sociaal comité en het comité van de regio's. Beschikbaar op: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/comm_2011_244/1_NL_ACT_part1_v2.pdf (geraadpleegd op 28/02/2013).
- Europese Commissie (1992). RICHTLIJN 92/43/EEG VAN DE RAAD van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna. Beschikbaar op: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:NL:PDF>.
- Fisher, B., Christopher, T. (2007). Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics*, 62: p. 93-101.
- Gallet, S., Rozé, F. (2001). Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France) influence of vegetation type, season and weather conditions. *Biological Conservation*, 97: p. 189-198.
- Gallet, S., Lemauviel, S., Rozé, F. (2004). Responses of Three Heathland Shrubs to Single or Repeated Experimental Trampling. *Environmental Management*, 33: p. 821-829.
- Limburgse Koepel voor Natuuronderzoek (2005). Likona jaarboek 2005 – Themanummer: Nationaal Park Hoge Kempen. Likona: Genk.
- MEA (2005). Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC (USA).
- Moore, R.L., Leung, Y.F., Matisoff, C, Dorwart, C., Parker, A. (2012). Understanding users' perceptions of trail resource impacts and how they affect experiences: An integrated approach. *Landscape and Urban Planning*, 107: p. 343-350.
- Norgaard, R. B. (1990). Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay. *Journal of Environmental Economics and Management*, 19: p. 19-25.
- Park, L.O., Manning, R.E., Marion, J.L., Lawson, S.R., Jacobi, C. (2008). Managing Visitor Impacts in Parks: A Multi-Method Study of the Effectiveness of Alternative Management Practices. *Journal of Park and Recreation Administration*, 26: p. 97-121.

- Piessens, K., Honnay, O., Nackaerts, K., Hermy, M. (2004). Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect?. *Journal of Biogeography*, 31: p. 1683-1692.
- Piessens, K., Honnay, O., Hermy, M. (2005). The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation*, 122: p. 61-69.
- Piessens, K., Honnay, O., Palmaerts, W., Hermy, M. (2005). Veranderingen in het heide-areaal in het noorden van West-Vlaanderen: gevolgen voor de plantendiversiteit. *Natuur.focus*, 4: p. 9-15.
- Piessens, K., Hermy, M. (2006). Does the heathland flora in north-western Belgium show an extinction debt? *Biological Conservation*, 132: p. 382-394.
- Regionaal Landschap Kempen en Maasland (2012). Economisch effect Nationaal Park Hoge Kempen: Resultaten 2005-2011. Genk.
- Roovers, P., Verheyen, K., Hermy, M., Gulinck, H. (2004). Experimental trampling and vegetation recovery in some forests and heathland communities. *Applied Vegetation Science*, 7: p. 111-118.
- Scheffer, M., Brock, W., Westley, F. (2000). Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems*, 3: p. 451-471.
- Smith, T.M., Smith, R.L. (2009). *Elements of Ecology*. Pearson Benjamin Cummings: San Francisco (USA).
- Sterl, P., Brandenburg, C., Arnberger, A. (2008). Visitors' awareness and assessment of recreational disturbance of wildlife in the Donau-Auen National Park. *Journal for Nature Conservation*, 16: p. 135-145.
- Tansley, A.G. (1935). The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology*, 3: p. 284-307.
- The Economics of Ecosystems & Biodiversity (2008). An Interim Report. Banson: Cambridge (UK).
- T'jollyn, F., Bosch, H., Demolder, H., De Saeger, S., Leyssen, A., Thomaes, A., Wouters, J., Paelinckx, D., Hoffmann, M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de locale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen. Versie 2.0.

- Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (46). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel.
- Tomczyk, A.M. (2011). A GIS assessment and modelling of environmental sensitivity of recreational trails: The case of Gorce National Park, Poland. *Applied Geography*, 31: p. 339-351.
- Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y., Tolvanen, A. (2006). Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation. *Ann. Bot. Fennici*, 43: p. 129-138.
- Vandenbussche, V., T'jollyn, F., Zwaenepoel, A., De Blust, G., Hoffmann, M. (z.d.). *Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 7. Heide en landduinen*. Aminal: Vlaanderen.
- Victor, P.A. (2008). *Managing without growth: Slower by design, Not disaster*. Edward Elgar: Cheltenham (UK).
- Webb, N.R. (1998). The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 35: p. 987-990.
- Whinam, J., Chilcott, N. (1999). Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 57: p. 205-220.
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research, Bogor.

Auteursrechtelijke overeenkomst

Ik/wij verlenen het wereldwijde auteursrecht voor de ingediende eindverhandeling:

Waardering van ecosysteemdiensten: wat is de waarde van natuur?

Richting: **master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur-technologie-, innovatie- en milieumanagement**

Jaar: **2013**

in alle mogelijke mediaformaten, - bestaande en in de toekomst te ontwikkelen - , aan de Universiteit Hasselt.

Niet tegenstaand deze toekenning van het auteursrecht aan de Universiteit Hasselt behoud ik als auteur het recht om de eindverhandeling, - in zijn geheel of gedeeltelijk -, vrij te reproduceren, (her)publiceren of distribueren zonder de toelating te moeten verkrijgen van de Universiteit Hasselt.

Ik bevestig dat de eindverhandeling mijn origineel werk is, en dat ik het recht heb om de rechten te verlenen die in deze overeenkomst worden beschreven. Ik verklaar tevens dat de eindverhandeling, naar mijn weten, het auteursrecht van anderen niet overtreedt.

Ik verklaar tevens dat ik voor het materiaal in de eindverhandeling dat beschermd wordt door het auteursrecht, de nodige toelatingen heb verkregen zodat ik deze ook aan de Universiteit Hasselt kan overdragen en dat dit duidelijk in de tekst en inhoud van de eindverhandeling werd genotificeerd.

Universiteit Hasselt zal mij als auteur(s) van de eindverhandeling identificeren en zal geen wijzigingen aanbrengen aan de eindverhandeling, uitgezonderd deze toegelaten door deze overeenkomst.

Voor akkoord,

Vandermeulen, Art

Datum: **26/05/2013**