



21 years of restoration effects on humid calcareous dune slack vegetation in the Dutch mainland coast

Tom van Heusden
October 2019



21 years of restoration effects on humid calcareous dune slack vegetation in the Dutch mainland coast.

MSc Thesis

Student: Tom van Heusden
Student reg.no.: 911112670130
Master: Forest and Nature Conservation (MFN)
Supervisor 1: Prof. Dr. J.H.J. Schaminée (PEN)
Supervisor 2 (external): H.G.J.M. van der Hagen MSc.
Photo frontpage: *Gentiana cruciata*: Hans Toetenel
Plot in Libellenvallei: Tom van Heusden

Chair group & thesis code: Plant Ecology and Nature conservation group (PEN-70424)



November 2019

The MSc report may not be copied in whole or in parts without permission of the author and chair group.

Table of contents

Reading guide	3
abstract	4
Introduction	5
Methods	6
Study area description	6
Experimental setup	7
Data collection	8
Data analysis	8
Results	10
Vegetation classification	10
Ordination of vegetation	13
Soil parameters	15
Linear Mixed Modelling	16
Discussion	17
Vegetation development	17
Soil parameters driving vegetation change	17
Change in soil parameters	18
Conclusion	18
Acknowledgements	19
Literature	20
Appendix I: Synoptic table of vegetation change per block	23
Appendix II: Short Dutch article for ‘Hollands’ Duinen’	25

Reading guide

Before you lies the product of an intensive research project concerning the Master Thesis for the study 'Forest and Nature Conservation'. The layout, structure and size (i.e. number of pages and number of words) of this thesis is based on the author guidelines of the scientific journal 'Journal of Applied Vegetation Science'; this is done in close counselling with both supervisors. The aim is to publish the results in this paper. The request from the second supervisor to present the results in a 'paperstyle-format' added magnitude to hope and publish the results. Some minor revisions will be made to this thesis prior to sending it to the review-panel of the JAVS. Figures will be transformed so that they are interpretable in black and white and some possible revisions after the final thesis defence will be implemented.

In the end of this thesis you will find a short Dutch article that was written to summarize the results so that is understandable, also for non-scientific readers. This to enhance the fact that these important results also reach managers of dune slacks areas and generally interested people. This article will be published in the November 2019 issue of 'Hollands' Duinen'. Since significant work was put in and some new tables were created, I chose to insert this article as an appendix in the thesis. Note that this is the pre-print edition with some minor layout errors.

Also, a combined article of the before described 'Hollands' Duinen' article and some research that was done on the development of plant species in the same study area by Frans Hooijmans, will be published in 'De Levende Natuur' somewhere in January 2020.

Abstract

Questions: Calcareous humid dune slacks are among Europe's most species-rich and valuable ecosystems. Mainly due to water extraction and subsequent infiltration with nutrient rich water, their biodiversity has been under severe stress. To counteract these impacts, restoration measures are taken, but scientific evaluation of the effects of the measurements on the infiltrated slacks are scarce. This study evaluates 21 years of nature restoration with an emphasis on the pre-purification of inlet water and its effect on soil and vegetation. Specific questions are: a) How did the vegetation composition and soil parameters change after 21 years of restoration measurements? b) Can we relate the changes in soil parameters to changes in vegetation composition? c) How is the vegetation influenced by the still present infiltration ponds?

Location: Three dune slacks in Meijendel, a coastal area in the Netherlands.

Methods: We used a vegetation dataset containing 186 relevés from 2001, 120 from 2008 and 186 from 2018. Relevés consist of a time series from transects set up in 2001. Vegetation was classified and divided into groups. We used ordination and Linear Mixed Modelling to determine change in vegetation and the steering environmental variables responsible for this change. For the models, we used a balanced dataset containing 45 soil samples from 2001 and 45 from 2018, taken from the same sites.

Results: Vegetation in a sod-cut transect developed from roughed nitrophilous vegetation in 2001, to well-developed basiphilous small-sedge vegetation in 2018. Older successional types are characterised by lower soil pH, higher organic matter content and higher nutrient load. From the modelling it could be concluded that a reduced load of total phosphorous and ammonium was a significant explanatory variable concerning the development of vegetations toward the aimed vegetation types.

Conclusion

The vegetation development and vegetation types we observed fall well within described succession schemes, suggesting the vegetation is not negatively influenced by nearby infiltration ponds. Sod cutting proved to be a good management option for restoring basiphilous dune-slack vegetation, considering the inlet water is low in phosphates and ammonium. Largely intact or restored hydrology of the system is also a prerequisite for successful restoration.

Digital appendix: 1. Synoptic table of blocks per year sorted

Nomenclature

Nomenclature of syntaxa follows Schaminée et al. (2017). Nomenclature of plant species follows van der Meijden (2005) and nomenclature of bryophytes follows Siebel & During (2006).

Keywords

calcareous Dune slack, vegetation change, infiltration, restoration, topsoil removal, time series, *Caricion davallianae*, *Junco baltici-Schoenetum nigricantis*, *Saginion maritimae*.

21 years of restoration effects on humid calcareous dune slack vegetation in the Dutch mainland coast

Coastal dune systems are among the most ecologically diverse ecosystems of Europe (Jansen et al. 2016; European environment agency, 2015). Steep environmental gradients and frequent dynamics enhance high floral and faunal diversity (e.g. Dijkema et al. 1993; van der Maarel & van der Maarel-Versluys 1996; Pollet & Grootaert 1996). Within the coastal dune systems, calcareous dune slacks are especially biodiverse and valued for the occurrence of rare and endangered plant species (Grootjans et al. 2004; Grootjans et al. 1998; Sparrius et al. 2012). Within Europe, the Netherlands carry special responsibility for the conservation of dune slacks since the size of Dutch dune slacks is considerably and they are ecologically highly diverse (Janssen & Schaminée 2009; Janssen et al. 2016).

Basiphilous, early successional communities (e.g. *Junco baltici-Schoenetum nigricantis*, *Samololittoreletum* and *Centauro-saginetum*) are typical vegetation types and characterised by waterlogged conditions for parts of winter and spring, relatively calcareous soil conditions (pH >6.5) and low nutrient availability, with nitrogen being the limiting nutrient most of the time, and phosphorous when nitrogen limitation is lifted (Lammerts & Grootjans 1997; Westhoff et al. 1995; Schaminée et al. 1998; Lammerts et al. 1999). The influx of calcareous seepage water is considered a steering variable for these communities and calcareous dune slacks in general (Grootjans et al. 1998). Besides buffering the soil, waterlogged, anoxic conditions promote denitrification, maintaining low nitrogen levels (Berendse et al. 1998). Another important steering variable in dune slacks is the content of organic matter in the soil and the eutrophication and acidification related to this. Soils with an organic matter contents over ten percent rarely inhabit basiphilous dune slackvegetation; only when it goes along with a very high calcareous seeping intensity, organic matter may accumulate to a certain degree (Grootjans et al. 1995).

Due to these specific environmental constraints in a system that has a strong anthropogenic signature, humid dune slacks are also among the most vulnerable of all European habitat types (Jansen et al. 2016). Due to anthropogenic pressures, only 3-5 percent of the original areal remains (Council of the European Communities 1992). Since 1850, deterioration of the Dutch dune systems was set in motion. At first, mainly due to afforestation, quarrying, erosion and expanding industry (Bakker et al. 1979). From the middle of the 19th century onward, practices in relation to water winning for public purposes where the main cause of ecological deterioration (van Dijk 1989). To sustain in public water supply for the Western Netherlands, the Dutch government installed water winning facilities in the dunes, extracting water and thus desiccating dune slacks. Although effects differed locally, water extraction has been considered as one of the major causes of the strong decline in Dutch dune slack areal (Bakker et al. 1979; van Dijk & Grootjans 1993). In the mid 1950's, simply too much water was extracted from most of the dune systems. This caused the fresh-saline cline to shift, making it harder to pump up fresh drinking water. As a solution, fresh water from rivers and nearby polders was infiltrated into the dune system to rewet it again (Oltshoorn 1983). The general expectation, even among biologists, was that with the water supply, the flora and fauna associated with dune slacks would also return (van Dijk & Grootjans 1993). However, as the water was not pre-purified, large amounts of nutrients, in some places up to 30 times normal concentrations, were added to the system (van Dijk & Bakker 1984). The characteristic vegetation did not return and instead highly productive marsh and nitrophilous species started to overgrow the dune slacks (van Dijk & de Groot 1987; Hezewijk 1984). From approximately 1985 onward, pre-purification of inlet water was started. Phosphate stripping using iron-sulphate and removal of floating particles were considered effective measurements for restoring dune slacks (Draak 2012; van

Dijk & Bakker 1984). Nitrogen and Potassium concentrations indeed strongly reduced, but most of the times, nutrient concentrations still exceed natural concentrations (van Dijk & Bakker 1984). In addition to this, dune management organizations started restoring the dune slacks by sod cutting, mowing and extensive grazing. The puzzle is still not completely solved: although some restoration attempts have been successful (van der Hagen et al. 2008), quite often the restoration success was limited (Grootjans et al. 2002).

This paper adds to the knowledge of calcareous humid dune slack restoration by analysing a time series of vegetation and soil data over a time span of more than twenty years after restoration measures in three calcareous humid dune slacks in the Netherlands, assessing the impact of restoration measures and infiltration ponds inferred from temporal change in vegetation composition and soil parameters.

The following research questions will be addressed:

- a) How did the vegetation composition and soil parameters change after 21 years of restoration measures?
- b) How can the change in soil parameters be related to the change in vegetation composition?
- c) How is the vegetation influenced by the still present infiltration ponds?

Methods

Study area description

The study was carried out in the valley Meijndel, located near the city of The-Hague (52°03'-52°12'N, 4°12'-4°24'E). This dune area is used for drinking water extraction since 1874 (Boerboom 1957). It was infiltrated with nutrient rich water from the river Rhine from 1955 to 1976. After 1976, pre-purified water from the river Maas was used (Koerselman et al. 1990). The first large grazers were introduced in 1990 to counteract for the collapsed rabbit population (due to myxomatoses and VHS) (Breedveld 2016). Besides grazing, some areas were sod cut, and some infiltration ponds were completely removed to restore the original dune landscape. The study was carried out in three different locations within Meijndel. One previously infiltrated and restored dune slack (Kikkervalleien) and two valleys that were, and still are, also under the influence (due to seepage) of a nearby infiltration pond (Parnassiapad and Libellenvallei) (Figure 1). All areas are grazed by kettles and horses with a density of 1 animal per 15 hectares; animals can roam freely between sublocations.

Kikkervalleien

'Kikkervalleien' is an area within Meijndel that used to be an infiltration pond (a natural dune slack was infiltrated). These infiltration ponds have been dispatched in 1997, after which the area was sod-cut and/or dredged, thus resetting the vegetation succession. The area is grazed year-round since 1998. In 2001, mainly pioneer *Saginon maritima* and nitrophilous pioneer vegetations were present. Areas closest to (former) infiltration ponds were dominated by nitrophilous tall forb communities of the classes *Galio-Urticetea* and *Convolvulo-Filpenduletea*.

Parnassiapad:

Parnassiapad consists of a series of connected small dune slacks surrounded by dune ridges. No

infiltration pond was present, but polluted water has reached the dune slack with groundwater flows. Now the Parnassiapad still receives seeping water from a nearby infiltration pond. It is being grazed year round since 1990 and locally (including parts of the location of vegetation sampling) the site has been sod-cut in 1997. In 2001, small-sedge communities of the *Caricion davallianae* and some patches of *Phragmitetalia* were present. Higher parts of the dune slack were occupied by grasslands of the *Taraxaco-Galietum* and *Phleo-tortuletum (Koelerio-Corynephoretea)*.

Libellenvallei

Libellenvallei has never been infiltrated or used for water winning, but is under the influence of seeping water from the nearby infiltration ponds. It was mown once a year from 1975 until mid-2000 where after year round grazing was introduced. In 2011, some lower parts were sod-cut but not in the places where we recorded the vegetation. In 2001, the vegetation mostly consisted of *Caricion davallianae* and *Hydroloctylo-Baldellion* communities in the wetter parts and *Taraxaco-Galietum* grasslands in the dryer parts. A notable species is the very rare *Gentiana cruciata* that thrives in the *Taraxaco-Galietum* on this location. The Libellenvallei is one of the few valleys in Meijendel that is open for public.

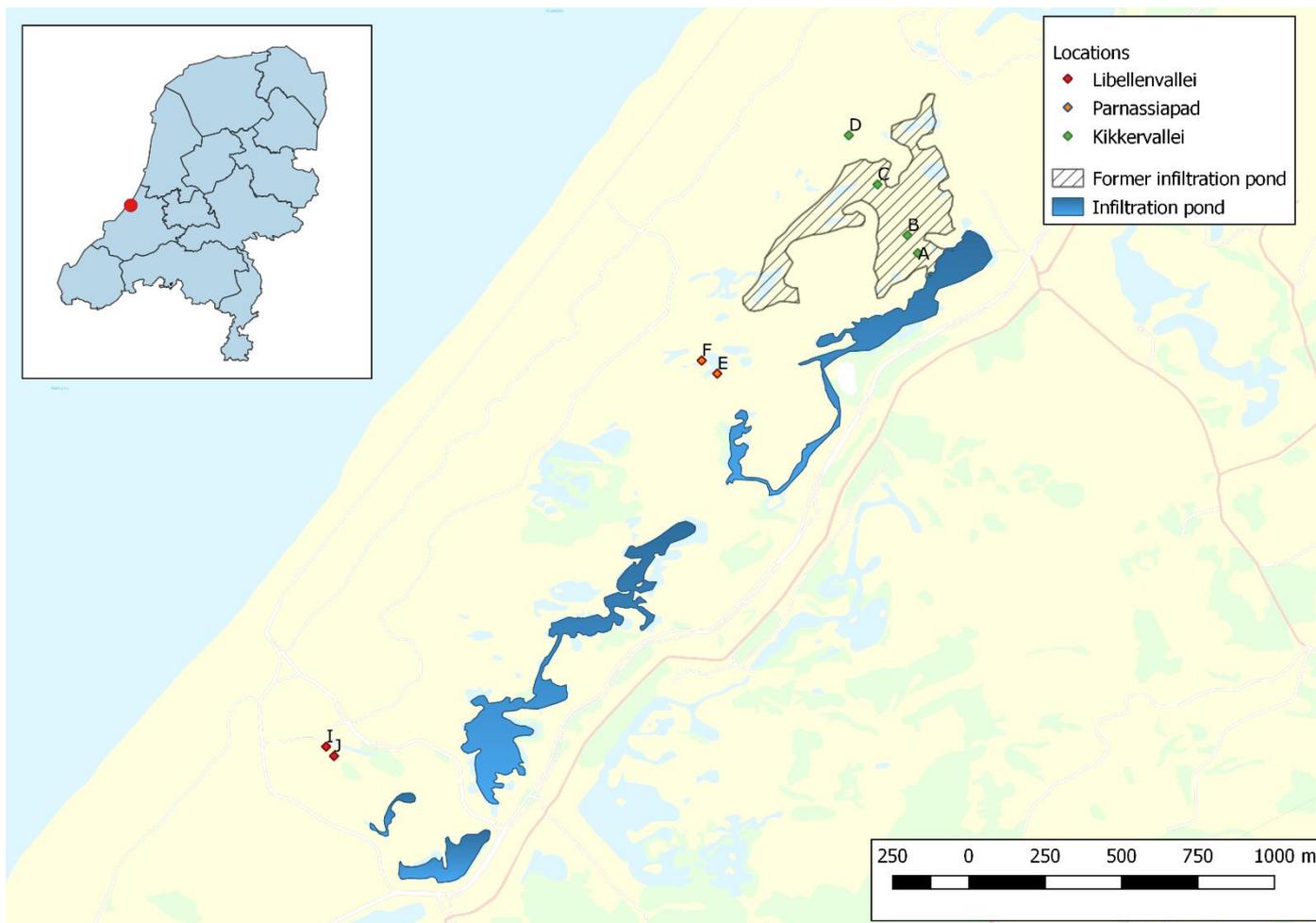


Figure 1 Locations of Blocks and transects in Meijendel.

Experimental setup

To follow the changes in soil and vegetation composition as a result of the restoration measures, a correlative field sampling design was set up in 2001 (Hoogerwerf 2002). Four transects were laid

out in the three locations. Each transect consists of a series of blocks (10 x 4 meter, indicated with capital letter A-J) that are subdivided into 20 plots (0.5 x 4 meter). Blocks within transects were recorded in 2001 using DGPS. Due to incorrect recording, only three transects could be recovered in 2018. Transect 1 (Kikkervalleien) consists of 4 blocks (A, B, C, D) and 80 plots. Transect 2 (Parnassiapad I) consists of 3 blocks (E, F₁, F₂; F₁ and F₂ are conglomerated into one longer block) and 60 plots. Transect 3 (Parnassiapad II) could not be recovered. Transect 4 (Libellenvallei) consists of 2 blocks (I, J) and 40 plots.

Data collection

In 2002, five years after the last large-scale restoration measures in Meijendel, the transects were recorded for the first time. Both vegetation and soil were considered (Hoogerwerf 2002). In 2008, the transects were recorded a second time with exclusion of blocks B, F, G and H (Nanne & Vogelaar 2008). This time, no soil samples were taken. The vegetation of blocks A-F was recorded again in 2017. Vegetation in blocks I and J, and soil samples for all blocks were collected in September 2018. In order to reduce observer bias concerning vegetation recording, (sub) species that are considered difficult to identify were lumped according to van der Meijden (2005). *Salix repens* subsp. *arenaria* and *Salix repens* subsp. *repens* were lumped in the final dataset as *Salix repens* for instance, and *Euphrasia nemorosa*, *E. tetraquetra* and *E. stricta* were lumped as *Euphrasia stricta*. The complete database (available through the Dutch National Vegetation Database; Schaminée et al. 2002) does contain all the original taxon names as where identified in the initial surveys. For the recording of the vegetation, the adjusted scale of Braun-Branquet was used (Barkman et al. 1964), these values were transformed to percentages using the designated function within JUICE (Tíchy 2002) ($r = 1$; $+ = 2$; $1 = 3$; $2m = 6$; $2a = 8$; $2b = 18$; $3 = 38$; $4 = 68$; $5 = 88$). Five soil cores were taken in the upper 10 – 15 cm in plots 2, 6, 10, 14 and 18 per block. The five samples per plot were pooled to form a mixed sample. A total of 45 mixed samples were collected. Soil samples were transported to the lab in an insulated box and were analysed for soil moisture as loss of mass after drying 24 hours at 105 °C; organic matter content as loss of mass after combustion; available phosphate (PO₄), potassium (K), nitrogen (NO₂ and NO₃), ammonium (NH₄), and sodium (Na) in calciumchloride (CaCl₂) solution (0.3 Molar); total PO₄, NO₂ and NO₃ after digestion with H₂SO₄-salicylic acid-H₂O₂ (Houba et al 1995a; Houba et al 1995b); pH-H₂O was determined. Previous soil analyses (Hoogerwerf 2002) were conducted using the same methods. We did not measure CaCO₃ concentrations in the soil samples, as this was not measured in 2002 (for reasons unknown). We also decided to omit soil moisture in further analyses since data for this in the 2001 dataset could not be recovered.

Data analysis

Vegetation plot data (relevés) were stored in TURBOVEG (Hennekens & Schaminée 2001) and from there exported into JUICE (Tíchy 2002). To distinguish syntaxonomic units in the dataset (i.e. classify the complete dataset), the adjusted version of TWINSpan which respects cluster heterogeneity was used (Roleček et al. 2009). Clusters were improved manually by moving some relevés to other clusters according to phi-coefficient and ecological interpretation.

All remaining analyses and visualizations were conducted within the 'R' environment (R Core Team 2019). Soil parameters were tested for equality of variance using a Levene's Test (all samples passed the test); hence, a paired sample T-test was used to determine if soil parameters changed significantly over years. Alpha levels for the tests were determined at $p=0.05$. T-tests were also used to test if soil variables changed significantly per block per year. To determine direction of response of the vegetation in the time series, Detrended Correspondence Analyses (DCA) were conducted on the complete vegetation dataset with groups per year, and on vegetation per transect (Kikkervalleien, Parnassiapad I and Libellenvallei) with groups per block. Ordinations were conducted using the VEGAN package (Oksanen et al. 2018). Average axis scores per block were calculated and plotted as arrows, indicating direction of change in multivariate space. To enhance readability of the diagram, individual points for sites were left out, but a 95% confidence interval

ellipse was placed around the mean group-axis score, to show the variability within. To enhance ecological interpretation of the ordination plots, some species were plotted based on diagnostic value for specific time-lags based on the synoptic table. A Pairwise Permutation MANOVA was used to test for significant differences between groups using the RVAideMemoire package (Hervé 2019) using Euclidian distance and 999 permutations. To explain vegetation change as a function of change in soil parameters and unravelling the underlying overall patterns, a Linear Mixed Model (LMM) was built using the LME4 package (Bates et al. 2015). Because we were interested in the effect of change in soil parameters on the vegetation of the whole Meijendel valley, only models using the whole dataset were built and no models of individual transects were made. Site scores of the first DCA-axis were extracted and used as response variable in the LMM. Soil parameters were used as fixed variables and models with all possible interactions were tested. To account for spatial autocorrelation and to allow blocks to have individual intercepts and slopes, plot nested in block was used as random factor in the model. Because some explanatory variables were on very different scales, explanatory variables were normalized using Z-score normalization. Best model was selected based on AIC-criterion using the ANOVA function from the LME4-package (Bates et al. 2015). Model visualization was done by plotting model coefficients and standard errors in a forest plot using the ggplot2 package (Wickham 2016). Model assumptions were checked graphically. Due to overfit, interaction effects needed to be left out of the models. No model is presented in this study using the second DCA-axis since movement along this axis was not explained by measured soil parameters, but by a wet-dry gradient (e.g. inundation).

Results

Vegetation classification

Fourteen vegetation types were distinguished (Table 1) and, based on phytosociological cohesion, pooled as subgroups in seven different main groups.

1. This community was first to appear when the Kikkervalleien was restored and dredged. Nitrophilous and ruderal species comprise this group with no sign of typical dune slack species. *Sagina procumbens*, *Cerastium semidecandrum*, *Chenopodium rubrum*, *Stellaria pallida* and *Veronica anagallis-aquatica* differentiate this community. It is best classified as a fragment of the *Chenopodietum rubri* (subassociation *inops*, alliance *Bidention*). This pioneer community is typical for bare soils with nutrient rich conditions. Only relevés made in 2001 comprise this cluster, all made in the Kikkervalleien transect.
2. Group two consists of a nascent, early successional *Centurio-Saginetum epilobietosum* (alliance *Saginion maritimae*) with lots of species from the community described before. Besides ruderal species, like *Poa annua*, *Conyza canadensis* and *Epilobium parviflorum*, this group is differentiated by high frequency and cover of *Centaureum littorale* and *Sagina nodosa*. The association character species *Gnaphalium luteo-album* has its optimum in this group. The group can be divided into two subgroups; one with a higher frequency of species shared with the first group and lower frequency of *Centaureum littorale* and *Sagina nodosa* (2.1), and one more typical *Centurio-saginetum* (2.2). This group is comprised of 2001 relevés (35 out of 39) and four 2008 relevés, all made in the Kikkervalleien transect.
3. Group three consists of a good developed *Centurio-Saginetum* vegetation getting older, losing more pioneer species and gaining more species of later successional vegetations (e.g. *Carex oederi*, *Carex flacca* and *Parnassia palustris* of the alliance *Caricion davallianae*). Species that differentiate group three are *Sagina maritima*, *Sagina nodosa* and *Centaureum littorale* (character species of *Centurio-Saginetum*) among others. A young, optimal developed subgroup (3.1) could be distinguished from an older group (3.2) that lacks pioneer species present in 3.1. In contrast to the latter groups, group three has a lot of later successional species present. All relevés that comprise this group are made either in the Kikkervalleien transect in 2008 or in the Parnassiapad transect in 2001.
4. Group four is differentiated by *Centaureum littorale*, *Sagina nodosa*, *Carex trinervis*, *Galium uliginosum*, *Dactylorhiza majalis* and the liverwort *Pellia endiviifolia*. The vegetation in this group can be classified as the *Junco baltici-Schoenetum nigricantis trifolietosum*, a variant without *Schoenus nigricans*, but rich in character species of the alliance *Caricion davallianae*. Group four is subdivided in four subgroups describing an early stage with some *Saginion-maritimae* species present but lacking most of the *Schoenetum* character species (4.1), a second subgroup containing a mixture of the before mentioned alliances (4.2) as well as a later successional subgroup lacking most of the early stage *Saginion* species (4.3). The fourth subgroup is lacking own diagnostic species but contains most of the *Caricion davallianae* character species (4.4). This group reflects a typical undisturbed moist dune slack vegetation and contains the bulk of the vegetation dataset (189 out of 488 relevés). The group comprises of relevés from Kikkervalleien transect 2018 and Libellenvalleien and Parnassiapad transects of all years.

Table 1 Synoptic table with percentage frequency and median cover. Differentiating species are marked with blocks
 Remaining species that have no diagnostic value are left out of the table to preserve space.

Group	1.1	2.1	2.2	3.1	3.2	4.1	4.2	4.3	4.4	5.1	5.2	6	7.1	7.2
No. of relevés	40	25	14	35	33	51	113	25	16	15	28	38	24	31
Differentiating species Groups and subgroups														
<i>Sagina procumbens</i>	75 ⁺	4 ^r
<i>Cerastium semidecandrum</i>	82 ⁺
<i>Chenopodium rubrum</i>	40 ^r
<i>Stellaria pallida</i>	35 ^r
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	20 ⁺
<i>Epilobium hirsutum</i>	22 ⁺	48 ⁺
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	25 ¹	20 ¹
<i>Poa annua</i>	100 ¹	100 ¹	36 ¹	.	.	2 ^m	.	8 ⁺
<i>Conyza canadensis</i>	65 ⁺	36 ⁺	29 ⁺	3 ^r	6 ^r	22 ⁺	.	.	6 ^r	16 ¹
<i>Cirsium arvense</i>	68 ⁺	68 ⁺	86 ⁺	3 ^r	3 ¹	8 ⁺	3 ¹	12 ¹	4 ⁺	3 ^r
<i>Ranunculus sceleratus</i>	8 ^r	68 ⁺	14 ^r
<i>Senecio sylvaticus</i>	15 ^r	12 ⁺	36 ⁺	3 ^r
<i>Epilobium parviflorum</i>	100 ¹	12 ⁺	57 ⁺	9 ^r	3 ¹	2 ^r
<i>Juncus bufonius</i>	10 ^r	88 ^m	36 ¹	89 ^m	.	22 ¹	.	.	.	7 ⁺	.	.	.	3 ⁺
<i>Veronica catenata</i>	50 ⁺	76 ¹	7 ^r	43 ⁺	3 ⁺	4 ⁺	.	.	.
<i>Sagina maritima</i>	.	.	.	20 ⁺
<i>Centaurium littorale</i>	.	12 ^m	100 ^m	89 ⁺	79 ⁺	25 ¹	58 ¹	12 ¹
<i>Sagina nodosa</i>	.	68 ⁺	100 ¹	83 ^m	21 ^m	75 ¹	33 ⁺	16 ¹
<i>Pellia endiviifolia</i>	2 ^r	26 ¹	76 ^m	.	.	.	16 ⁺	4 ^r	.
<i>Carex trinervis</i>	10 ⁺	.	.	20 ⁺	.	.	71 ³	88 ^m	.	33 ¹	7 ^r	26 ⁺	25 ⁺	6 ¹
<i>Galium uliginosum</i>	18 ¹	36 ^m	4 ¹	.
<i>Dactylorhiza majalis</i> s.l.	4 ^r	32 ⁺	40 ⁺
<i>Gentianella amarella</i>	2 ^r	3 ⁺	.	.	100 ^m	.	.	8 ^m	10 ^a
<i>Chara vulgaris</i>	61 ¹	.	.	.
<i>Eleocharis palustris</i> s.s.	.	.	.	6 ¹	.	.	5 ¹	.	.	80 ^m	68 ¹	.	.	.
<i>Samolus valerandi</i>	.	.	.	11 ^r	12 ⁺	4 ^r	10 ⁺	.	6 ^r	47 ¹	32 ¹	18 ⁺	.	.
<i>Danthonia decumbens</i>	8 ¹	53 ¹	25 ⁺	3 ¹
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1 ^r	8 ^r	.	.	.	26 ⁺	.	.
<i>Festuca arenaria</i>	45 ⁺	8 ⁺	.
<i>Festuca rubra</i>	6 ^b	50 ^a	38 ^m	3 ^m
<i>Juncus subnodulosus</i>	4 ¹	.	42 ⁺	.	.
<i>Phleum arenarium</i>	2 ^r	2 ^r	.	4 ⁺	67 ⁺	3 ⁺
<i>Syntrichia ruralisv.arenicola</i>	2 ¹	1 ¹	20 ^m	58 ^a	16 ¹
<i>Bromus hordeaceus</i> s.s.	2 ^r	8 ⁺	3 ¹	25 ^a	6 ¹
<i>Elytrigia repens</i>	.	16 ¹	7 ^a	38 ⁺	.
<i>Ammophila arenaria</i>	4 ⁺	33 ⁺	13 ¹
<i>Aira praecox</i>	5 ⁺	38 ⁺	3 ^m
<i>Koeleria macrantha</i>	4 ^r	33 ⁺	.
<i>Corynephorus canescens</i>	33 ⁺	.
<i>Sedum acre</i>	25 ^m	3 ¹
<i>Senecio inaequidens</i>	29 ⁺	.
<i>Arabis hirsutas</i> s.s.	21 ¹	3 ^r
<i>Polygonatum odoratum</i>	10 ¹	.	4 ¹	.	.	.	5 ^r	58 ¹	.
<i>Erodium cicutarium</i> s.l.	2 ^r	6 ^r	50 ⁺	.
<i>Helictotrichon pubescens</i>	10 ^a	8 ¹	29 ^a
<i>Picris hieracioides</i>	3 ^r	2 ^m	2 ⁺	3 ⁺	62 ^a	100 ¹
<i>Galium mollugo</i>	1 ^r	83 ¹	13 ^r
<i>Echium vulgare</i>	46 ^r	19 ^r
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	8 ^r	25 ^m	10 ⁺

Constant species

<i>Salix repens</i>	5 ^r	72 ⁺	100 ^a	83 ¹	88 ¹	33 ⁺	91 ¹	76 ^b	88 ¹	47 ¹	61 ¹	82 ^b	71 ^a	42 ¹
<i>Phragmites australis</i>	32 ⁺	80 ¹	100 ^b	97 ^a	100 ^m	88 ¹	70 ¹	12 ⁺	81 ^m	100 ^a	86 ¹	37 ¹	83 ¹	100 ^m
<i>Juncus articulatus</i>	40 ^r	100 ^b	100 ^b	100 ^m	97 ^a	78 ^m	86 ^m	32 ^m	100 ^a	33 ⁺	86 ^m	42 ¹	8 ^r	16 ⁺
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	12 ⁺	36 ⁺	91 ^m	76 ¹	61 ¹	33 ¹	20 ¹	44 ¹	93 ^a	32 ^m	82 ^m	50 ¹	68 ¹
<i>Carex arenaria</i>	40 ¹	84 ¹	29 ¹	11 ⁺	85 ¹	80 ¹	18 ¹	.	56 ¹	7 ¹	4 ⁺	8 ⁺	88 ¹	52 ¹

Typical moist dune slack species (*Caricion davallianae*)

<i>Carex oederis</i> s.s.	.	4 ⁺	21 ^r	91 ^a	97 ^a	75 ¹	88 ¹	8 ⁺	100 ^m	100 ^m	96 ^m	71 ¹	.	32 ¹
<i>Carex flacca</i>	.	.	21 ⁺	34 ¹	88 ^a	67 ^m	63 ^a	.	69 ^a	100 ^a	93 ^m	97 ³	67 ¹	61 ^a
<i>Mentha aquatica</i>	2 ⁺	.	.	97 ¹	88 ¹	80 ¹	98 ¹	76 ¹	69 ⁺	100 ³	96 ^a	87 ¹	8 ⁺	77 ¹
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	77 ¹	88 ¹	82 ¹	100 ^a	100 ^a	44 ⁺	100 ^a	39 ⁺	74 ¹	46 ¹	71 ^m
<i>Linum catharticum</i>	.	.	.	74 ¹	82 ¹	98 ^m	98 ^m	100 ^m	44 ¹	100 ^m	4 ^r	84 ¹	50 ^m	97 ^m
<i>Parnassia palustris</i>	.	.	.	71 ⁺	82 ⁺	39 ^a	80 ¹	60 ¹	50 ¹	.	.	13 ⁺	4 ^r	65 ¹
<i>Juncus anceps</i>	.	.	14 ^r	17 ⁺	.	8 ¹	27 ¹	4 ⁺	.	100 ^a	43 ¹	53 ⁺	.	10 ⁺
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	21 ^r	4 ¹	4 ⁺	4 ⁺	19 ^r	100 ¹	11 ⁺	11 ¹	8 ⁺	10 ^a
<i>Euphrasia officinalis</i> s.l.	.	.	.	54 ¹	61 ⁺	63 ^m	85 ¹	76 ^m	6 ^r	80 ⁺	7 ^r	50 ¹	54 ¹	94 ¹
<i>Epipactis palustris</i>	30 ^r	16 ^r	33 ⁺	8	31 ^r	7 ¹	.	18 ⁺	.	6 ^r
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	.	.	.	3 ^r	18 ^r	4 ^m	74 ¹	.	44 ^m	100 ^b	64 ^m	84 ¹	8 ⁺	13 ⁺
<i>Calliergonella cuspidata</i>	18 ¹	72 ³	44 ³	.	100 ⁵	64 ^a	71 ^b	4 ^r	.

Common dune grassland species (*Plantagini-Festucion*)

<i>Equisetum arvense</i>	.	20 ^m	93 ¹	.	85 ⁺	53 ¹	87 ^m	100 ¹	62 ⁺	40 ^m	93 ^m	68 ⁺	29 ⁺	32 ⁺
<i>Plantago lanceolata</i>	.	8 ^r	.	40 ^r	30 ^r	92 ¹	79 ^m	100 ^m	6 ^r	87 ¹	4 ¹	66 ⁺	83 ¹	100 ^m
<i>Leontodon saxatilis</i>	27 ^r	57 ^m	90 ^m	100 ^m	12 ^r	7 ^r	.	32 ^r	29 ^m	52 ⁺
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	3 ^r	.	67 ⁺	55 ¹	68 ¹	.	7 ⁺	7 ^r	29 ¹	25 ^m	87 ¹
<i>Trifolium repens</i>	15 ¹	16 ¹	42 ¹	52 ¹	6 ¹	.	7 ¹	24 ⁺	.	16 ¹
<i>Calamagrostis epigejos</i>	62 ⁺	32 ¹	64 ^a	20 ¹	48 ¹	92 ^m	43 ¹	100 ^a	50 ⁺	.	4 ¹	42 ⁺	88 ^a	94 ^m
<i>Cerastium fontanum</i> s. vulgare	.	.	.	3 ⁺	.	29 ¹	14 ¹	4 ^r	8 ^r	16 ⁺
<i>Poa pratensis</i>	12 ^m	33 ¹	12 ¹	.	.	.	4 ^m	3 ^m	25 ^m	19 ^m
<i>Festuca filiformis</i>	15 ^m	80 ^m	52 ^m	100 ³	12 ¹	.	4 ^m	34 ^m	83 ^m	74 ^m
<i>Luzula campestris</i>	6 ⁺	43 ¹	37 ^m	60 ^m	.	.	4 ⁺	26 ⁺	50 ¹	39 ¹

species of more calcareous dune grasslands (*Polygalo-Koelerion*)

<i>Carlina vulgaris</i>	2 ^r	12 ⁺	84 ¹	29 ⁺	16 ^a
<i>Lotus corniculatus</i> s.s.	.	4 ^r	7 ⁺	11 ^r	82 ⁺	100 ¹	82 ^m	100 ^a	69 ¹	40 ¹	11 ⁺	3 ^a	67 ¹	100 ^m
<i>Rubus caesius</i>	.	16 ^r	64 ⁺	51 ^r	18 ^r	92 ¹	20 ⁺	44 ^a	6 ^r	13 ⁺	.	39 ^r	100 ¹	100 ¹
<i>Ononis repens</i> s.s.	2 ⁺	.	.	3 ⁺	9 ⁺	47 ⁺	13 ¹	48 ¹	6 ^r	.	.	3 ^r	46 ¹	42 ⁺
<i>Galium verum</i> s.l.	20 ¹	21 ^m	84 ^m	.	.	.	13 ⁺	100 ^m	45 ⁺
<i>Polygala vulgaris</i>	.	.	.	3 ⁺	.	27 ¹	40 ⁺	48 ¹	.	7 ^r	.	18 ¹	29 ⁺	61 ⁺
<i>Thymus pulegioides</i>	16 ¹	1 ⁺	8 ^r	.	.	.	8 ⁺	92 ¹	55 ⁺
<i>Viola rupestris</i>	25 ¹	.	24 ¹	4 ^r	26 ¹
<i>Gentiana cruciata</i>	24 ⁺	4 ⁺	36 ¹	.	.	.	3 ^r	12 ¹	29 ¹
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	4 ⁺	4 ¹	64 ^m	.	.	.	18 ³	38 ⁺	.
<i>Hieracium pilosella</i>	20 ¹	5 ^r	28 ^m	62 ¹	23 ⁺
<i>Hypochaeris radicata</i>	2 ^r	80 ¹	.	.	.	16 ⁺	46 ⁺	3 ⁺
<i>Ceratodon purpureus</i>	6 ^m	4 ^m	16 ^m	25 ⁺	3 ⁺
<i>Viola hirta</i>	.	.	.	3 ⁺	.	20 ⁺	3 ⁺	25 ⁺	26 ⁺
<i>Cerastium arvense</i>	42 ^r	.	.	.	6 ^r	35 ¹	2 ^r	.	6 ¹	.	.	3 ¹	4 ¹	35 ^m
<i>Veronica officinalis</i>	6 ¹	1 ^r	16 ⁺	.	.	.	3 ^r	12 ⁺	13 ⁺
<i>Viola curtisii</i>	8 ^r	.	28 ¹	12 ⁺	10 ¹

Species of nutrient enriched swamp vegetation (*Phragmitetalia*)

<i>Eupatorium cannabinum</i>	8 ^r	60 ⁺	.	80 ⁺	42 ^r	71 ¹	72 ¹	64 ^a	25 ^r	.	4 ⁺	84 ⁺	.	71 ⁺
<i>Valeriana officinalis</i>	.	.	50 ^r	.	3 ¹	2 ⁺	5 ¹	.	.	20 ⁺	.	39 ⁺	.	10 ¹
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	86 ⁺	3 ^r	29 ⁺	45 ¹	40 ¹	6 ⁺	53 ^a	29 ^a	82 ⁺	.	16 ⁺
<i>Lycopus europaeus</i>	.	40 ^r	7 ⁺	29 ^r	24 ⁺	31 ^r	11 ⁺	12 ⁺	12 ⁺	.	7 ^r	39 ⁺	.	.
<i>Pulicaria dysenterica</i>	3 ⁺	2 ^r	21 ⁺	4 ^r	.	.	.	18 ^r	.	.

Nitrophilous pioneer species

<i>Gnaphalium luteo-album</i>	.	72 ⁺	43 ^r	3 ^r	12 ⁺	25 ⁺	3 ⁺	.	12 ^r
<i>Tussilago farfara</i>	.	8 ^r	29 ^r	3 ^r	6 ^r	10 ^r	3 ^r	4 ^r	6 ^r	.	.	.	4 ⁺	.
<i>Sonchus arvensis</i> s.l.	5 ^r	16 ^r	7 ^r	3 ⁺	42 ⁺	27 ⁺	16 ⁺	8 ^m	12 ^r	.	4 ^r	3 ^r	.	16 ^a
<i>Cirsium vulgare</i>	18 ^r	20 ^r	21 ^r	3 ^r	12 ^r	41 ^r	4 ^r	.	12 ^r	74 ⁺

Shrubs

<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	.	3 ^r	.	8 ^r	14 ^r	20 ⁺	.	.	.	11 ^r	29 ^r	10 ^r
<i>Hippophae rhamnoides</i>	5 ^r	32 ^r	79 ⁺	20 ^r	39 ^r	65 ⁺	51 ⁺	92 ^b	12 ^r	13 ^r	4 ⁺	.	12 ¹	77 ⁺

5. Group 5 consists of two subgroups and is differentiated by *Gentianella amara* (group 5.1), *Chara vulgaris* (group 5.2), *Eleocharis palustris* and *Samolus valerandi*. This group contains most moist-indicating species. It can be classified as a wet branch of the *Junco baltici-Schoenetum nigricantis trifolietosum* under nutrient poor conditions. Group 5.1 contains solely relevés from the Libellenvallei transect 2001, Block F, and group 5.2 from the Kikkervallei transect 2018 block D, as well as a few relevés from the Libellenvallei transects 2001 block F.

6. Group 6 consists of species of both the *Polygalo-Koelerion* and the *Caricion davallianae* alliances (e.g. *Danthonia decumbens*, *Agrimonia eupatoria* from *Polygalo-Koelerion* and *Juncus subnodulosus* from *Caricion davallianae*). Furthermore, it lacks a lot of typical *Polygalo-Koelerion* species (as does group 5) and does contain species that are associated with enriched, moist to wet conditions (e.g. *Eupatorium cannabinum*, *Lythrum salicaria* and *Valeriana officinalis*). Group 6 contains only relevés from the Libellenvallei transect 2008 and 2018. This group reflects later stages of the natural succession and was expressed in the field as a type with relative high *Salix repens* shrubs, with rough grasses and marsh-vegetation growing in between the shrubs.

7. Group 7 is the somewhat dryer counterpart from group four, differentiated by species that are common in the dry grasslands (*Koelerio-Corynephoretea*; e.g. *Ammophila arenaria*, *Koeleria macrantha*, *Picris hieracioides* and *Polygonatum odoratum*). Group 7 shares a lot of *Caricion davallianae* species with group 5 but lacks the pioneer species of moist conditions (e.g. *Carex oederi*). Group 7 represents the higher parts in blocks that do not get submerged or waterlogged in winter but are moist due to seepage. Group 7 can be divided in two subgroups, of which 7.1 is rich in species that indicate dryer conditions that are lacking in group 7.2. Both subgroups are rich in *Polygalo-Koelerion* species. Relevés in this group are made in blocks E, I and J in all years and represent the upper plots in these blocks in dryer conditions.

Ordination of vegetation

The ordination of the complete dataset (Figure 2) shows a distinct pattern from right to left. The first ordination axis of the complete dataset correlates (from right to left) with a decrease in pH-H₂O and an increase in plant available and total nutrients in the soil. The axis is best explained as succession over time with older vegetation reflected by lower axis scores. The second DCA axis correlates with (from bottom to top) a decrease in plant available NO₃ and an increase in plant available NH₄. Movement along the second axis is best explained by a dry-wet gradient. When considering the ordinations of individual transects, the movement of the blocks through space is most obvious in the Kikkervalleien (Figure 3). A clear movement along the first ordination axis from right to left corresponds with an increase in organic matter content, available sodium and an increase in total and available plant nutrients. Shifts are evident from nitrophilous pioneer communities (group 1) and species poor *Centauro saginetum* communities to well-developed *Schoenetum* vegetation on the left side of the diagram. The second ordination axis represents a wet-dry gradient with wetter plots on the bottom and dryer plots near the top of the diagram (indicated by projected species). The PERMANOVA analysis indicated that for the Kikkervalleien, each group differed significantly ($p < 0.001$) from its predecessor. The Libellenvallei and Parnassiapad show less movement but roughly the same patterns (Figure 4; Figure 5). Both transects shift to positions with lower available phosphate, nitrate and ammonium and an increase in total nitrogen and sodium in the soil. Libellenvallei shows a decrease in total phosphate and an increase in available potassium as opposed to Parnassiapad. An increase in soil organic matter percentage and a decrease in soil pH-H₂O is something all three transects have in common.

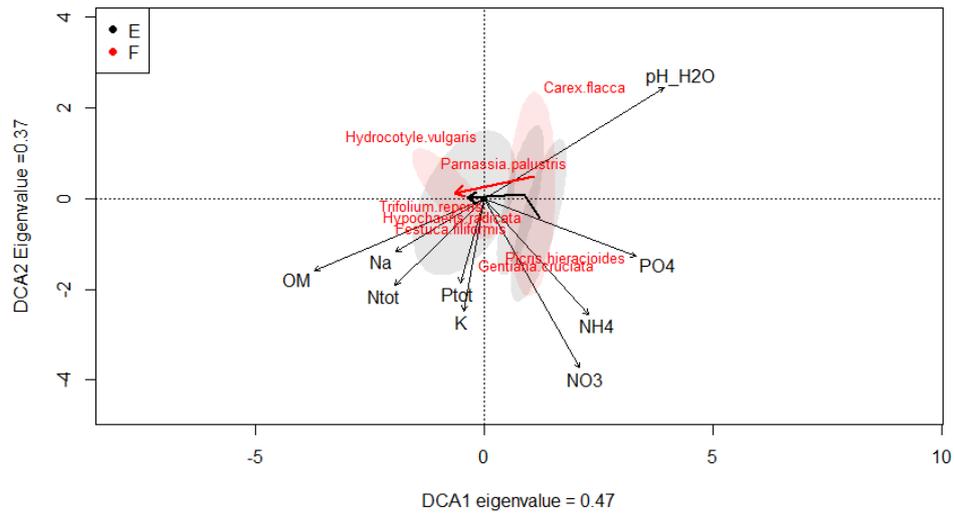


Figure 5 DCA ordination of Parnassiapad. Ellipses represent a 95% confidence interval.

Soil parameters

Since 2001, available plant nutrients have significantly decreased overall. Only sodium shows a (significant) increase, tracable to a high increase of sodium in block A. Potassium also shows an overall increase. However, no significance but for the individual I and J blocks. Total nitrogen increased significantly for all blocks, except for blocks I and J. Total phosphate shows a slight decrease, but no significance. For all blocks in the Kikkervalleien, available phosphate did not increase or decrease. Soil organic matter shows a significant increase (overall as well as individual blocks), but no significance in block I and J. pH-H₂O shows the same pattern, but a slight increase in blocks I and J. However, no significance was detected concerning this increase.

Table 2 – Averages of measured soil parameters. NO₃, NH₄, PO₄, K and Na represent plant available nutrients.

	OM (%)	pH-H ₂ O	NO ₃ (mg/Kg)	NH ₄ (mg/Kg)	PO ₄ (mg/Kg)	K (mg/Kg)	Na (mg/Kg)	Ntot (mg/Kg)	Ptot (mg/Kg)
Total01 n=45	1.70	7.69	0.37	6.97	0.20	9.71	11.45	485.50	101.47
Total18 n=45	3.72	7.51	0.22	0.33	0.02	7.54	34.52	805.48	98.12
A01 n=5 KV	0.29	7.80	0.42	6.66	0.00	5.36	5.00	97.54	104.24
A18 n=5	2.47	7.58	0.00	0.00	0.00	16.91	113.63	464.88	105.17
B01 n=5 KV	0.29	7.99	0.10	4.42	0.00	4.39	3.88	31.59	93.01
B18 n=5	1.80	7.87	0.00	0.21	0.00	4.38	9.86	337.14	80.16
C01 n=5 KV	0.38	8.00	0.24	9.22	0.00	8.83	5.42	69.01	74.21
C18 n=5	1.70	7.74	0.00	0.19	0.00	3.49	11.47	261.53	70.51
D01 n=5 KV	0.65	7.94	0.30	6.66	0.00	3.84	7.17	152.58	73.25
D18 n=5	1.97	7.58	0	0.13	0.00	5.72	16.16	361.31	63.35
E01 n=5 PP	0.91	7.80	1.02	5.24	0.08	7.25	8.00	301.70	78.19
E18 n=5	3.32	7.54	0.24	1.39	0.00	8.53	43.74	923.81	83.50
F01 n=10 PP	0.69	7.92	0.22	0.00	0.01	5.93	8.24	200.03	88.16
F18 n=10	3.53	7.64	0.08	0.20	0.00	6.31	26.60	731.27	102.01
I01 n=5 LV	5.82	6.71	0.30	14.8	0.52	16.25	29.62	1554.24	145.14
I18 n=5	8.99	6.78	0.00	0.27	0.00	7.43	24.91	2025.47	113.62
J01 n=5 LV	5.55	7.13	0.50	14.3	1.12	29.61	27.32	1839.36	168.81
J18 n=5	6.20	7.20	0.94	0.37	0.16	8.74	37.67	1412.67	162.70

Linear Mixed modelling

The coefficients of the best fitting model for DCA axis one are presented in the forest plot (Figure 6). Dots represent model coefficients and whiskers represent standard errors of these coefficients. When whiskers cross, or reach the center line, corresponding variables are considered not significant. Since explanatory variables were scaled, interpretation is as follows: one standard deviation increase of an explanatory variable (Table 3) corresponds with an increase or decrease of the axis score equal to the place of the coefficient on the X-axis of the forest plot. The LMM shows that organic matter content in soil, plant available PO₄, plant available NO₃ and plant available Na contribute significantly in vegetation change to the left side (negative figures) of the first ordination axis, corresponding with later successional vegetation types. Total P in soil, available NH₄ soil pH-H₂O contribute significantly in vegetation change to the right side (positive figures) of the axis corresponding with pioneer vegetation types corresponding with early year vegetation recordings. Model intercept (DCA axis 1 score) was estimated at 0.56 with a standard error of 0.19. Random effect intercept (plot nested in block) was estimated at 0.21 with a standard error of 0.45.

Table 3 Standard deviations of soil parameters concerning the complete dataset.

	OM (%)	pH-H ₂ O	NO ₃ (mg/Kg)	NH ₄ (mg/Kg)	PO ₄ (mg/Kg)	K (mg/Kg)	Na (mg/Kg)	Ntot	Ptot
SD total set	2.83	0.41	0.49	5.64	0.29	7.72	38.46	727.69	37.96

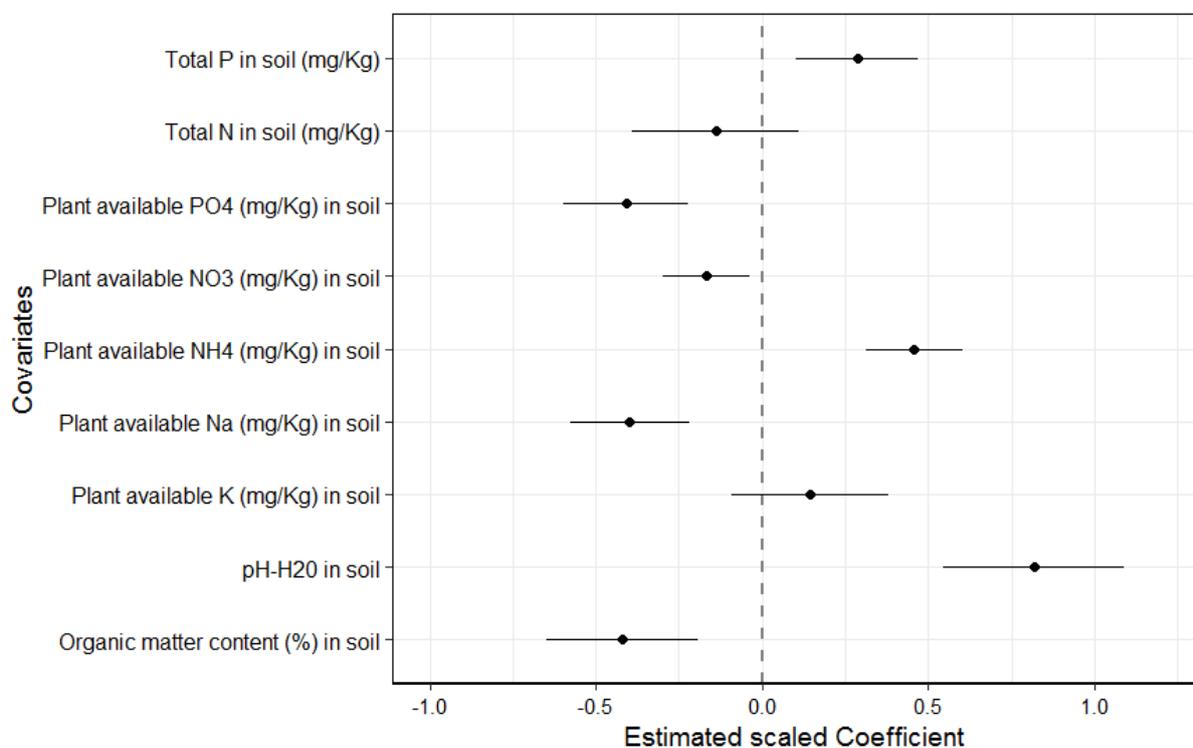


Figure 6 Forest Plot of estimated LMM-coefficients. Whiskers represent standard errors. Standard errors crossing or reaching the centre line are considered not significant.

Discussion

Vegetation development

Our vegetation analysis revealed that transects starting from bare soil and nitrophilous vegetation (Kikkervalleien) had moved towards typical moist dune slack vegetations that are characteristic for the most biodiverse states of dune slacks. The initial state of the Kikkervalleien transect (prior to the first vegetation recording in 2001) consisted of even more roughed, nitrophilous vegetation than group 1 in this study (pers. comm. H.G.J.M. van der Hagen). When nitrophilous species dominate restoration sites, it is an indication that the return of basiphilous pioneer vegetation could be difficult to achieve (e.g. Melzer & van Dijk 1986; Grootjans et al. 2002). The fact that these communities submerged right after sod cutting has most likely to do with a persistent and deep soil seed bank of these nitrophilous species (Thompson et al. 1996) since these constituted the dominant vegetation prior to sod cutting. The fact that the system did not 'lock' into a state with these communities suppressing basiphilous pioneer vegetation, lies in the fact that a strong reduction in nutrients occurred, most likely due to inlet water being stripped of most excess nutrients and the fact that the hydrology of the system is still largely intact. Concerning the longevity of the vegetation; the change from pioneer to *Schoenetum* vegetation was observed in 2018, which means a maximum of 21 years of vegetation development. Sýkora et al. (2004) found that well developed *Schoenetum* communities (comparable with group four in this study), where present ten years after sod-cutting, which is more or less parallel to our observations for the Kikkervalleien. These communities only maintained a species rich state for about three years, after which basiphilous species were more and more interchanged with acidophilous species as time increased. This is clearly not the case for the *Schoenetum*-vegetations in the transects of this study, since they persist well over ten years in the Kikkervalleien and well over 20 years in the other two transects. Lammert & Grootjans (1998) found that the lifespan of basiphilous pioneer vegetation in a dune slack has an average lifespan of 30 – 50 years under natural conditions, reaching an optimal assembly around 25 years and start declining after around 35 years. However, under mowing regimes, basiphilous pioneer vegetation can potentially last up to 150 years (Lammert & Grootjans 1998). The buildup of organic matter and the attendant acidification and eutrophication being the most important steering variables for succession. For secondary dune slacks specifically (as are the three valleys in our study), they found that the lifespan is fluctuating around these numbers, more according to the amount of pH-buffering taking place. Since there is no buffering from inundation with seawater (anymore) in the systems from this study, it is implied that the pH buffering mechanisms (i.e. base rich seeping water) are keeping the vegetation in optima-forma. The pH values well above 6.5, low organic matter contents and the low available phosphorous further strengthens this line of thought (Lammerts et al. 1999; Sival 1996). Libellenvalleien-transect is the oldest of the valleys in terms of soil development. This is reflected by the vegetation indicating most nutrient rich conditions (group 6). In this part of the study area, some of the critical species have declined in the transects (i.e. *Gentianella amarella*, *Polygala vulgaris* and *Dactylorhiza incarnata*; see digital appendix for detailed information on species change per block). This falls perfectly within the described succession schemes (Westhoff & van Oosten 1991; Sýkora et al. 2004), but succession speed and disappearance of critical species may be enhanced due to the ceasing of annual mowing in this valley and possible selective grazing of kettle on 'tasty' red list species (Tamis et al. 2007). Since no qualitative grazing-data was used for this study, no solid statements can be made concerning this matter but future study on the influence of large grazers in these vegetation types is recommended.

Change in soil parameters

When considering the change in soil parameters, it is evident that for each transect plant available nutrients (with the exception of sodium) and total phosphate have decreased. This is contradictory

with other studies, suggesting a buildup of nutrients over time (e.g. Lammerts et al. 1999; Sýkora et al. 2004). The decrease in nutrients can be correlated to the pre-purification of inlet water. Van Dijk & Bakker (1984) showed that the flowing velocity of groundwater is an important driver for the nutrient flux in the soil. Pre-purification of inlet water started in 1976, but the groundwater that did not reach the dune slacks yet, still consisted of nutrient rich waters prior to pre-purification. It is suggested that in the first soil measurements (2001) still some nutrient rich water from groundwater flows reached the blocks, resulting in slightly higher measurements of most soil parameters. In 2018, most of the nutrient rich groundwater is flushed out of the system and replaced with pre-purified water. Van Dijk & Bakker (1984) calculated that with the infiltration, ground water flow velocity is between 0.1 and 0.03 meters per day. Given that the distances of the researched dune slacks in this study are roughly 800 meters from the nearest infiltration pond means that in 20 to 70 years, all of the groundwater should be replaced, resulting in lower nutrient status of the soil. Since fast flowing groundwater supplies more nutrients than slow flowing groundwater (van Dijk & Bakker 1984), it is suggested that in 2001, only some last echos of fast flowing groundwater and coherent nutrients were measured and that the nutrient status in 2018 is free from fast flowing groundwater flows prior to pre-purification. A third measurement of the blocks in the future however is necessary to conclude this. Total nitrogen has increased over time. This is coherent to other studies, that suggest a buildup of total N in line with an increase in soil organic matter and successional stage of the vegetation (Berendse et al. 1998; Sýkora et al. 2004). Most of the nitrogen is not available for plants however. Lastly, the increase in total sodium is notable. This has most likely to do with some great winter storms in 2017 and 2018, in which a severe storm from the west on 18th of Januari 2018 is most striking (KNMI 2018). These storms promote saltspray and are suggested to be responsible for the enhanced sodium parameters. All measured soil parameters fall within the abiotic margins that are known for the vegetation types found in this study (Wamelink et al. 2011; Wamelink et al. 2007). Consultation of abiotic parameters of syntaxa was done within SynBioSys (Schaminée et al. 2007)

Soil parameters driving vegetation change

As expected, an increase in organic matter combined with a decrease in pH-H₂O are important parameters defining vegetation change along the first DCA-axis indicating succession (Lammerts & Grootjans 1998). Our data concerning the DCA ordination implies that later successional stages of vegetation occur on soil richer in total P, total N, plant available PO₄, K and Na and a higher content of organic matter. Early successional vegetation types occur on soils with higher pH-H₂O, and higher available NO₃ and NH₄ concentrations. The fact that earlier vegetation stages are found on soils with a higher available NO₃ and NH₄ concentration is most likely due to a good buffer capacity of the soil. Nutrient limitation studies suggest that these early stages have increased availability of nitrogen and a decreased availability of phosphorous due to a higher (initial) lime content in the soil (Lammerts et al. 1999; Lammerts & Grootjans, 1997). When taking the results of the LMM into consideration, pH and organic matter show the same pattern as the ordination. Total phosphate shows an important difference since the total amount of phosphate in the transects has decreased overall (Table 2) and blocks are allowed to have own slopes and intercepts in the model. An increase in total phosphate shifts the intercept to higher DCA-values (i.e. more back in time). This does stroke with the fact that there used to be higher total phosphate in the soil due to past infiltration with polluted water. Pre-purification of inletwater has thus significantly lowered the amount of phosphate in to the dune slack system, contributing to a desirable dune slack vegetation. Since it is described that over time, nutrients including phosphate increase in dune slacks (e.g. Lammerts & Grootjans 1997, 1998). The parameter estimate for total phosphate is therefore evidence that the lowering the phosphate levels in inlet water is crucial for creating and maintaining these dune slack vegetation types after management as done in the Kikkervalleien. Coherent to this, Lammerts & Grootjans (1997) showed

that reduction of total phosphate is one of the most important management measures when restoring or maintaining basiphilous pioneer communities. Other estimates related to the pre-purification measures are those of NO_3 and NH_4 . During the inlet with nutrient rich water, both NO_3 and NH_4 had excessively high concentrations (van Dijk & Bakker 1984). With pre-purification measures, NH_4 decreased in Meijendel with a factor ten, while NO_3 concentrations decreased less a factor 2 (van Dijk & Bakker 1984; Koerselman 1993) We see this same pattern in the LMM-results. There is a clear correlation between the lowering of nutrients in inlet water and a decrease of nutrients in our soil measurements. Since the most impactful management measure in Meijendel was pre-purification of inlet water we assume a causal relation. Grazing is the only other management measurement worth mentioning but the very low grazing density combined with the almost parallel decline of soil P and NH_4 and the reductions in inlet water make it plausible to assume a causal correlation. Lastly, our LMM analysis shows that an increase in plant available sodium is a significant contributing factor, positive for dune slack vegetations. High sodium contents are known to be beneficial for rich, basiphilous pioneer vegetation, which will persist longer with salt-spray, temporal flooding with seawater or seepage of brackish water (Lammerts & Grootjans 1998; Sival 1996).

Conclusion

We conclude that the dune slack vegetation in the study area is not affected by nutrient rich seeping water from nearby infiltration ponds, showing that with the appropriate management choices it is possible to let dune slack exploitation and natural values coexist. The fact that the *Schoenetum* vegetation persists in Meijendel, lies in the reduced nutrient load of inlet water, where reduced ammonium and total phosphate are significant contributors, and the largely intact hydrology buffering the system. Libellenvallei transect is furthest in succession and is not mown. Most likely the life span of the *Schoenetum* vegetation in that valley can be prolonged with mowing regimes re-established. With regard to the future of the further succession, we strongly suggest to keep recording the transects at a certain interval to be able to get a better understanding in dune slack succession and soil changes in relation to dune slack exploitation.

Acknowledgements

We owe Tjomme van Mastrigt gratitude for doing most of the vegetation recording for the 2018 dataset for this study. Also, we would like to thank Jan van Walsem for his assistance and supervising in the analysis of the soil samples.

Literature

- Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff (1979). Duinen en duinvalleien. Een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied. PUDOC, Wageningen.
- Barkman, J.J., Doing, H., Segal, S., 1964, Kritische bemerkungen und vorschläge zur quantitativen vegetationsanalyse, *Acta Botanica Neerlandica*, 13, 394-419.
- Douglas Bates, Martin Maechler, Ben Bolker, Steve Walker (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Berendse, F., E.J. Lammerts & H. Olf (1998). Soil organic accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. *Plant Ecology* 137, 71-78.
- Boerboom, J. H. A. (1957). Begroeiing en landschap van de duinen onder Scheveningen en Wassenaar van omstreeks 1300 tot heden. Een historisch-vegetatiekundige studie. Laboratorium van de plantensystematiek- en geografie van de Landbouwhogeschool Wageningen.
- Breedveld, M.J., W. Stemper & M.E. de Boer (2016). Ontwerpbeheerplan bijzondere natuurwaarden Meijendel & Berkerheide. Arcadis Nederland, Amersfoort.
- Council of the European Communities. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the Europe Communities, Series L, 206, 7–50.
- Dijkema, K. S., Doing, H., & Van der Maarel, E. (1993). Dry coastal ecosystems of the Danish, German and Dutch Wadden Islands. In E. van der Maarel (Ed.), *Ecosystems of the world 2a: Dry coastal ecosystems, polar regions and Europe* (pp. 245–269). Amsterdam: Elsevier.
- Draak, R. (2012). Waterwinning in de duinen. *Holland's duinen* 60, 50-54.
- European Environment Agency (2015). European ecosystem assessment-concept, data and implementation. Contribution to Target 2 action 5 Mapping and Assessment of Ecosystems and their services (MAES) of the EU Biodiversity Strategy to 2020. EEA Technical report No 6. European Environment Agency, Luxembourg: 74 pp
- Grootjans, A.P., E.J. Lammerts & F. van Beusekom (1995). Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. KNNV uitgeverij, Zeist.
- Grootjans, A.P., W.H.O. Ernst & P.J. Stuyfzand (1998). European Dune Slacks: Strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Trends in Ecology and evolution* 13, 96-100.
- Grootjans, A.P., H.W.T. Geelen, A.J.M. Jansen & E.J. Lammerts (2002). Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478 (1/3), 181-203 .
- Grootjans, A.P., E.B. Adema, R.M. Bekker & E.J. Lammerts (2004). Why coastal dune slacks sustain a high biodiversity. In. Martinez, M.L. & N.P. Psuty. *Coastal Dunes; Ecology and Conservation Ecological Studies* 117 (pp. 85 – 101), Springer Verlag.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminée (2001). TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of vegetation science* 12, 589-591.
- Hervé, M. (2019). RVAideMemoire: Testing and Plotting Procedures for Biostatistics. R package version 0.9-73. <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>.
- Hezewijk, M, J. (1984). Onderzoek naar de invloeden van duininfiltratie op de vegetaties van freatofyten in kwelgebieden in Meijendel. Rapport Hugo de Vrieslaboratorium Huisman, L. & Amsterdam/Afdeling Milieubiologie RU Leiden.
- Hoogerwerf CG (2002). Vegetatie ontwikkeling na opheffing van infiltratieplassen in duinvalleien van Meijendel. Stagerapport Wageningen Universiteit uitgevoerd bij Duinwaterbedrijf Zuid-Holland.
- Houba, V.J.G., J.J. van der Lee & I. Novozamski (1995a). Soil analysis procedures, other procedures (soil and plant analysis, part 5b). Dept. of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen University, NL.

- Houba, V.J.G., I. Novozamski & E. Temminghof (1995b). Soil analysis procedures, extraction with 0.01 M. CaCl₂ (soil and plant analyses part 5a). Dept. of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen University, NL.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2009). Europese natuur in Nederland. Natura 2000-gebieden van Zee en kust. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Janssen, J.A.M., J.S. Rodwell, M. García Criado, S. Gubbay, T. Haynes, A. Nieto, N. Sanders, F. Landucci, J. Loidi, A. Ssymank, T. Tahvanainen, M. Valderrabano, A. Acosta, M. Aronsson, G. Arts, F. Attorre, E. Bergmeier, R.J. Bijlsma, F. Bioret, C. Biță-Nicolae, I. Biurrun, M. Calix, J. Capelo, A. Čarni, M. Chytrý, J. Dengler, P. Dimopoulos, F. Essl, H. Gardfjell, D. Gigante, G. Giusso del Galdo, M. Hájek, F. Jansen, J. Jansen, J. Kapfer, A. Mickolajczak, J.A. Molina, Z. Molnár, D. Paternoster, A. Piernik, B. Poulin, B. Renaux, J.H.J. Schaminée, K. Šumberová, H. Toivonen, T. Tonteri, I. Tsiripidis, R. Tzonev & M. Valachovič (2016). European Red List of Habitats part 2. Terrestrial and freshwater habitats. European Union, England.
- KNMI – Royal Netherlands Meteorological institute (2018). Code rood voor zeer zware windstoten op 18 januari 2018. Retrieved from: <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/achtergrond/code-rood-voor-zeer-zware-windstoten-op-18-januari-2018>.
- Koerselman, W. (1993). Op zoek naar de sleutel tot het herstel van voedselarme duinvalleien in infiltratiegebieden. *De Levende Natuur* 94 (2), 83-88.
- Koerselman, W., M.A. Hoed, A.J.M. Jansen & W.H.O. Ernst (1990). Natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden, KIWA N.V. Nieuwegein.
- Lammerts, E.J. & A.P. Grootjans (1997). Nutrient deficiency in dune slack pioneer vegetation: a review. *Journal of coastal conservation* 3, 87 – 94.
- Lammerts, E.J. & A.P. Grootjans (1998). Key environmental variables determining the occurrence and life span of basiphilous dune slack vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 47 (3), 369 – 392.
- Lammerts, E.J., D.M. Pegtel, A.P. Grootjans & A. van der Veen (1999). Nutrient limitation and and vegetation changes in a coastal dune slack. *Journal of Vegetation Science* 10, 111-122.
- Melzer, J.A. & H.W.J. van Dijk (1986). The effects of dissolved macro-nutrients on the herbaceous vegetation around dune pools. *Vegetatio* 65 (1), 53-61.
- Nanne, R. & E. Vogelaar (2009). Vegetatieontwikkeling vochtige duinvalleien Meijndel 1997-2008. Stagerapport InHolland Delft Bos- en Natuurbeheer uitgevoerd bij Duinwaterbedrijf Zuid-Holland.
- Oksanen, J., F. G. Ianchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner (2018). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2.
- Oltshoorn, T.N. (1983). Artificial groundwater recharge. Pitman, Boston/London/Melbourne.
- Pollet, M. & P. Grootaert (1996). An Estimation of the Natural Value of Dune Habitats using Empidoidea (Diptera), *Biodiv. Conserv.* 5, 859-880.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Roleček, J. L. Tichý, D. Zelený & M. Chytrý (2009). Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of vegetation science* 20, 596-602.
- Schaminée, J.H.J., G.H.P. Arts & V. Westhoff (1995). Littoreletea, Oeverkruid-klasse. In J.H.J. Schaminée, E.J. Weeda & V. Westhoff: De Vegetatie van Nederland 2, Wateren, Moerassen natte heiden (pp 109-136).
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff (1998). Saginetea maritimae, zeevetmuur-klasse. In J.H.J. Schaminée, E.J. Weeda & V. Westhoff: De Vegetatie van Nederland 4, kust, binnenlandse pioniermilieus (pp 131-146).
- Schaminée, J.H.J., R. Haveman, P. Hommel, J.A.M. Jansen, I. de Ronde, P. Schipper, E.J. Weeda, K. van Dort & D. Bal (2017). Revisie vegetatie van Nederland. Lichtenvoorde: Westerlaan.

- Schaminée, J.H.J., S.M. Hennekens & W.A. Ozinga (2007). Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large databases. *Journal of vegetation science* 18, 463 – 470.
- Schaminée, J.H.J., S.M. Hennekens & W.A. Ozinga (2012). The Dutch National Vegetation Database. *Biodiversity & Ecology* 4, 201–209.
- Siebel, H. & H. During (2006). Beknopte Mosflora van Nederland en België. KNNV uitgeverij, Zeist.
- Sival, F.P. (1996). Mesotrophic basiphilous communities affected by changes in soil properties in two dune slack chronosequences. *Acta Botanica Neerlandica* 45(1), 95-106.
- Sparrius, L., B. Odé & R. beringen (2012). Rode Lijst Vaatplanten 2012 volgens Nederlandse en IUCN-Criteria. FLORON Rapport 57. FLORON, Nijmegen.
- Sýkora, K.V., J.C.J.M. van den Bogert & F. Berendse (2004). Changes in soil and vegetation during dune slack succession. *Journal of vegetation science* 15, 209-218.
- Tamis, W.L.M., A. Beckers, L.L. Kooijmans, J. Mourik & B. Vreeken (2007). Munch, much, there goes another tasty orchid: the impact of cattle grazing on Red List species. *Gorteria* 33, 186-201.
- Thompson, K. J.P. Bakker & R.M. Bekker (1996). The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity. Cambridge University Press, 288 pp.
- Tíchy, L. (2002). JUICE, Software for vegetation classification. *Journal of Vegetation science* 13, 451-453.
- Van Dijk, H.W.J. & T.W.M. Bakker (1984). Duininfiltratie: invloed op balans en concentraties van voedingsstoffen (with English summary). *H2O* 17, 597-600.
- Van Dijk, H.W.J. & W.T. de Groot (1987). Eutrophication of coastal dunes by artificial infiltration. *Wat. Res.* 21, 11-18.
- Van Dijk, H.W.J. (1989). Ecological impact of drinking water production in Dutch coastal dunes. In F. van der Meulen, P.B. Jongerius & J. Visser (eds) Perspectives in coastal dune management SPC Academic publishers, Den-Haag: p 163-183.
- Van Dijk, H.W.J. & A.P. Grootjans (1993) Wet Dune Slacks: Decline and new opportunities. *Hydrobiologia* 265, 281-304.
- van der Hagen, H.G.J.M., L.H.W.T. Geelen & C.N. de Vries (2008). Dune slack restoration in Dutch mainland coastal dunes. *Journal for Nature Conservation* 16, 1-11.
- Van der Maarel, E. & M. van der Maarel-Versluys (1996). Distribution and conservation status of littoral vascular plant species along the European coasts. *Journal of Coastal Conservation* 2: 73-92.
- van der Meijden, R. (2005). Heukels' Flora van Nederland 23^e editie. Groningen, Noordhoff uitgevers.
- Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, J.Y. Frissel & R.M.A. Wegman (2007). Response curves for plant species and vegetation types. Alterra rapport 1489, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, A.H. Malinowska, J.Y. Frissel, R.J.M. Wegman, P.A. Slim & H.F. van Dobben (2011). Ecological ranges for the pH and NO₃ of syntaxa: a new basis for the estimation of critical loads for acid and nitrogen deposition. *Journal of vegetation science* 22, 741-749.
- Westhoff, V. (1989). Dunes and dune management along the North Sea coasts. In van der Meulen et al (ed.) Perspectives in coastal dune management. SBP Academic Publishing, Den-Haag (pp. 41-51)
- Westhoff, V. & M.F. van Oosten (1991). De plantengroei van de Waddeneilanden. KNNV publishers.
- Westhoff, V., J.H.J. Schaminée & A.P. Grootjans (1995). Parvocaricetea, Klasse der kleine zeggen. In J.H.J. Schaminée, E.J. Weeda & V. Westhoff: De Vegetatie van Nederland 2, Wateren, Moerassen, natte heiden (pp 221-261).
- Wickham, H. (2016). Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Geen invloed waterwinning op herstelde duinvalleien

Een van de meest biodiverse habitats in Nederland is de vochtige kalkrijke duinvallei (Natura 2000 habitatype 2190B). Vele ecologische gradiënten en een hoge natuurlijke dynamiek zorgen voor een uitgebalanceerd pallet aan niches en ecologische randvoorwaarden. Doordat de mens op allerlei manieren een stempel in het duingebied heeft gezet, is nog slechts drie tot vijf procent van het originele areaal aan Nederlandse vochtige, kalkrijke duinvalleien aanwezig (Council of the European Communities 1992). Sinds de jaren 90 zijn er echter grootschalige herstelmaatregelen getroffen in veel Nederlandse kustgebieden om de duinvalleien te herstellen. Dit artikel beschrijft het resultaat van 21 jaar herstelmaatregelen in drie valleien in Meijndel met in het bijzonder het succes van de Kikkervalleien.

TEKST: TOM VAN HEUSDEN, HARRIE VAN DER HAGEN EN JOOP SCHAMINÉE



Trefwoorden

Meijndel, Kikkervalleien, herstelmaatregelen, vegetatie, bodem.

Het Hollands duingebied in historisch perspectief

Van de vele door de mens veroorzaakte verstoringen in de vastelandsduinen van Nederland, is wateronttrekking ten behoeve van drinkwatervoorziening een van de meest ingrijpende geweest. Vanaf 1874 begon men in Meijndel

met het kleinschalig onttrekken van water uit de duinen. De populatie van mensen groeide en na een explosieve groei na de Tweede Wereldoorlog moest er dusdanig veel water onttrokken worden, dat de duinvalleien opdroogden. Dit zorgde voor problemen, aangezien inmiddels meer dan een miljoen mensen aangewezen waren

op drinkwater uit de Zuid-Hollandse Duinen. Het opdrogen van de duinvalleien was, naast een maatschappelijk probleem, zeker ook een ecologische ramp; het systeem is afhankelijk van kalkrijke kwel die compleet wegviel (van Dijk & Grootjans 1993). Als oplossing voor het tekort besloten de duinwaterleidingbedrijven gebiedsvreemd water in de duinpannen te pompen. Dit werd vanuit achterliggende wetering (Berkheide) of vanuit rivieren gehaald. Dat was de Lek in het geval van Meijndel. In Meijndel is een groot aandeel van de duinvalleien omgezet

naar infiltratieplassen. Het water van de Lek had echter hoge concentraties aan voedingsstoffen (vooral fosfaat- en stikstofverbindingen) die tot soms wel 30 keer hoger dan de natuurlijke concentraties in kalkrijke duinvalleien waren (van Dijk & Bakker 1984). Een klein deel van het infiltratiewater kwelde op in de duinvalleien.

Infiltreren is nivelleren

De vegetaties die thuishoren in van nature voedselarme, vochtige

kalkrijke duinvalleien (Kader 1) zijn al hun concurrentiekracht verloren als een dusdanige hoeveelheid extra voedingsstoffen het systeem binnendringt. Ondanks de gedachte (zelfs onder ecologen destijds) dat met het water ook de biodiversiteit terug zou komen, raakten de oevers van de infiltratieplassen al snel overgroeid met ruigteplanten als Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en andere soorten indicatief voor voedselrijke bodemomstandigheden. De duinvalleien

veranderden in uitgestrekte Riet (*Phragmites australis*)- en Lisdoddevelden (*Typha latifolia*) met een dik organisch pakket. De vegetatie gaf duidelijk aan waar met Lekwater geïnfiltreerd werd (Londo 1975). Het besef groeide dat de met het water meegevoerde voedingsstoffen niet de valleien met de typische vegetatie deden terugkeren. Vanaf 1976 werd echter water vanuit de minder vervuilde Maas gebruikt om Meijndel te infiltreren. Dit water werd en wordt nog verder vorgezuiverd; het fosfaat wordt gestript en zwevende deeltjes worden uit het water verwijderd.

Deze voorzuivering was een belangrijke stap in het herstellen van de Nederlandse duinvalleien, maar niet genoeg. De inmiddels opgehoopte voedselrijke toplagen moesten verwijderd worden, op te heffen (delen van) infiltratieplassen moesten van de sliblaag ontdaan worden en een regime van maaien en afvoeren in combinatie met begrazing werd op veel plekken ingevoerd, zo ook in Meijndel. De vroegere oppervlakte duinvalleien in Meijndel van 200 ha was op zijn dieptepunt afgenomen tot twee à drie ha en is inmiddels weer op 50 ha terug. De kwantiteit is inmiddels op de gewenste hoeveelheid. Is de kwaliteit ook op orde?

Herstel in Meijndel

Eind jaren 90 van de vorige eeuw is begonnen met grootschalig herstel van de door infiltratie aangetaste duinvalleien in Meijndel. Drie valleien worden hier besproken: de Kikkervalleien, het Parnassiapad en de Libellenvallei (Tabel 1). De grootste ingrepen zijn uitgevoerd in de Kikkervalleien. Dit was een natuurlijke duinpan die als infiltratieplas werd gebruikt. In 1996 is een groot deel van de infiltratieplas afgedamd (Fig. 1) en zijn het slib en de verrijkte toplaag verwijderd. Ook is getracht zoveel mogelijk het originele reliëf

Zodra een nieuwe duinvallei ontstaat (primair door afsnoering van een strandvlakte of secundair door uitstuiven van zand tot op het grondwater in de duinen achter de zeereep) gaat de successie van start. De dynamiek wordt minder en overspoeling met zeewater gebeurt slechts sporadisch tot niet. Door de afnemende dynamiek (wind en water hebben vrij spel op een open strandvlakte, maar veel minder in een vallei) kunnen nieuwe plantensoorten de vallei koloniseren. Soorten als Zeevetmuur (*Sagina maritima*), Strandduizendguldenkruid (*Centaureum littorale*) en Sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*) zijn kenmerkend voor deze initiële stadia.

Naarmate de bodem ouder wordt en het zoute grondwater vervangen wordt door zoet water, wordt de vallei geschikt voor steeds meer pioniersoorten. Een optimum wordt vaak bereikt na ongeveer 25 jaar (Lammerts & Grootjans 1998). Veel soorten van de zogenaamde Knopbiesassociatie (*Junco baltici* – *Schoenetum nigricantis*) zijn dan verschenen. Het gaat hier om zeer soortenrijke gemeenschappen met veel Rode Lijst-soorten. Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*), Knopbies (*Schoenus nigricans*) en Slanke gentiaan (*Gentianella amarella*) zijn kenmerkend voor dit stadium. De bodem heeft een hoge pH-waarde van boven de 6,5, een laag organische stof-gehalte onder de tien procent en een goede buffering met kalkrijk grondwater (Lammerts & Grootjans 1998). Ook een lage beschikbaarheid van voor de plant opneembare voedingsstoffen (vooral stikstof- en fosfaatverbindingen) zijn een randvoorwaarde voor de Knopbiesassociatie. Hoe ouder de vegetatie wordt, hoe meer organische stof ophoopt en hoe zuurder en voedselrijker de bodem wordt. Als de pH daalt onder de 6 en het gehalte organische stof boven de tien procent komt, begint de vegetatie om te slaan naar typen met soorten die beter met de nieuwe omstandigheden om kunnen gaan.

Soorten als Kruiwilg (*Salix repens*) of Duinriet (*Calamagrostis epegejos*) kunnen dominant worden en de soortenrijke pioniervegetatie verdringen. Door valleien te maaien, te begrazen of te plaggen kan de successie vertraagd of teruggezet worden zodat een soortenrijk stadium veel langer kan bestaan. Onder het juiste beheersregime kan een soortenrijk stadium tot wel 150 jaar bestaan (Lammerts & Grootjans 1998)!

Tabel 1. Overzicht van drie in Meijendel gelegen duinvalleien incl. herstelmaatregelen en toegankelijkheid

Vallei	Voormalige infiltratieplas?	Geplagd in	Begraasd sinds	Gemaaid sinds - tot	Publieke toegang?
Kikkervalleien	Ja	1996	1998	1999-2018*	Nee
Parnassiapad	Nee	1997	1990	-	Nee
Libellenvallei	Nee	2011 (niet in transect)	2005	1975-2005	Ja

* Het maaien betreft alleen Duindoorn op de bovenranden van de valleien.

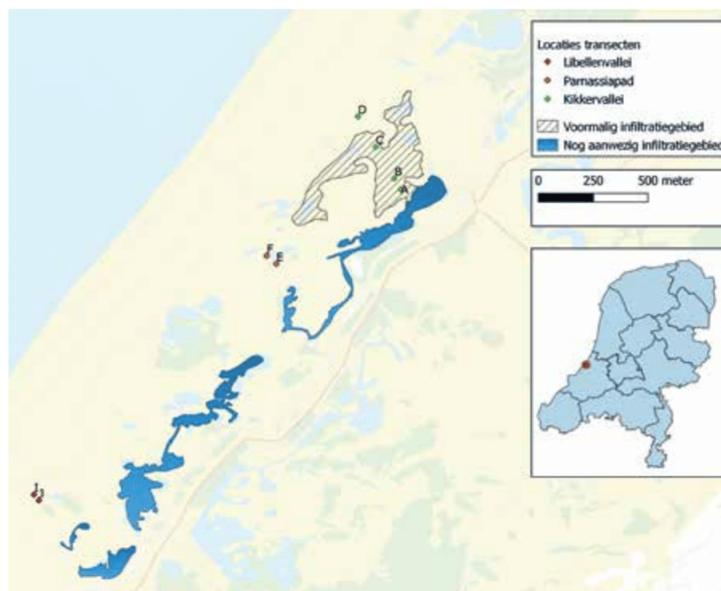
weer te herstellen. Na de herstelmaatregelen raakte de vallei echter overgroeid met nitrofiële soorten, wat geen goed vooruitzicht leek voor de beoogde vegetatietypen. In de loop der jaren namen de verruigde vegetaties sterk af (Hooijmans & van der Hagen 2010). Het onderhavige vegetatieonderzoek maakt de balans op voor de ontwikkelingen in de Kikkervalleien. Het Parnassiapad en de Libellenvallei zijn nooit als infiltratieplas gebruikt, maar hebben wel altijd onder invloed gestaan van voedselrijk grondwater vanuit nabije infiltratieplassen. In 2001 bestonden deze valleien vooral uit knobbiesvegetaties waarbij in de Libellenvallei ook soorten van voedselrijk moeras (Phragmitetalia) huisden. Beide valleien zijn deels geplagd, waarbij de voedselrijke toplaag van de bodem is verwijderd. Vanaf de jaren negentig worden de valleien jaarrond begraasd en na de oplevering van de Kikkervalleien is ook dat gebied in de begrazing opgenomen. Het gebied met de valleien wordt begraasd door koeien en paarden met een dichtheid van één dier per 15 hectare. Daarnaast wordt het gebied ook door konijnen en reeën begraasd.

Nu, ruim 21 jaar na de herstelmaatregelen wordt voor de drie valleien de balans opgemaakt. Aan de hand van ontwikkelingen in bodem en vegetatie wordt de status van het gebied gemeten en gekeken wat voor effect de waterwinning nu nog heeft op de vegetatie.

Proefopzet en gegevensvergaring

Om de ontwikkelingen van bodem en vegetatie na de herstelmaatregelen te kunnen volgen, zijn in 2001 (vijf jaar na de uitgevoerde maatregelen) vier transecten uitgezet in de drie valleien (Hoogerwerf 2001; Fig. 1) waar vervolgens de vegetatie is gemonitord en grondmonsters zijn genomen. Ieder transect is opgebouwd uit blokken die genummerd zijn met de letters A tot en met J, waarbij blok F een 'dubbel' blok is en 20 bij vier meter meet. De overige blokken zijn tien meter lang en vier meter breed. Ieder blok is weer opgedeeld in 20 (of 40 in het geval van blok F) plots van een halve meter lang en vier meter breed (Fig.

2). In de Kikkervalleien zijn in 2001 vier (A, B, C, D), in het Parnassiapad vier (E, F, G, H) en in de Libellenvallei twee (I, J) blokken uitgezet. In 2001 is van alle blokken de vegetatie opgenomen en zijn bodemmonsters verzameld en geanalyseerd (Hoogerwerf 2001). In 2008 is van een aantal blokken opnieuw de vegetatie opgenomen (Nanne & Vogelaar 2008); de blokken B, F, G en H zijn niet opgenomen en er zijn geen grondmonsters verzameld. In 2017 zijn de blokken A tot F opgenomen en in 2018 de blokken I en J. Tevens zijn in 2018 van al deze blokken grondmonsters verzameld. In totaal gaat het om 529 plots (228 uit 2001, 116 uit 2008 en 185 uit 2018) en 90 bodemmonsters (45 uit 2001 en 45 uit 2017/2018).



Figuur 1. Ligging van blokken in de drie valleien.



Figuur 2. Voorbeeld van een uitgemeten blok (blok B) in de Kikkervalleien. Een dergelijk blok werd steeds onderverdeeld in 20 plots van een halve meter lang en vier meter breed. Te zien is dat in vergelijking met figuur 3 de vegetatie inmiddels behoorlijk is veranderd. Foto: Tjomme van Mastrigt.

Om de vegetatie te monitoren is in ieder plot de vegetatie opgenomen met de aangepaste schaal van Braun-Blanquet (Barkman et al. 1964). Per plot is iedere soort op naam gebracht en is middels deze schaal geschat hoeveel iedere soort in een plot voorkomt. In plots 2, 6, 10, 14 en 18 per blok zijn steeds vijf grondmonsters per plot verzameld, die in het lab samengevoegd zijn als mengmonster per plot. Grondmonsters zijn geanalyseerd op gehalte organische stof als verlies van massa na verbranding en voor de plant beschikbaar fosfaat (PO_4), kalium (K), stikstof (NO_2 en NO_3), ammonium (NH_4), en natrium (Na). Ook zijn totaal fosfaat (PO_4) en stikstof (NO_2 en NO_3) bepaald. Hierbij betreft de totale hoeveelheid ook de aan bodemdeeltjes gebonden voedingsstoffen die niet direct opneembaar zijn voor planten. Pas na een reeks chemische reacties kunnen deze voedingsstoffen eventueel beschikbaar worden voor planten.

Resultaten vegetatie

De resultaten van de vegetatieopnamen zijn samengevat in tabel 2. Per jaarklasse zijn de veranderingen in de vegetatie per vallei weergegeven. Op deze manier is goed te zien hoe de vegetatie door de tijd heen van karakter veranderd is. Wat opvalt is dat de vegetatie in de plots van de Kikkervalleien na de herstelmaatregelen, steeds meer op de vegetatie in de plots van de andere twee valleien is gaan lijken. Hieronder worden beknopt de veranderingen binnen de plots per vallei besproken.

Kikkervalleien

In de Kikkervalleien zijn de veranderingen van vegetatiesamenstelling in de plots het meest ingrijpend, wat niet gek is gezien de beheersingrepen. Tijdens de eerste onderzoeksrunde in 2001 zijn veel soorten van voedselrijke omstandigheden aangetroffen. Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*) en

Canadese fijnstraal (*Conyza canadensis*) waren destijds veel in de plots aanwezig (Fig. 3). De aanwezigheid van deze soorten heeft te maken met de erfenis in de vorm van een persistente zaadbank van deze soorten in de tijd, vóór de herstelmaatregelen (Thompson et al. 1996). Na het vergraven van de bodem kunnen deze soorten massaal tot kieming komen. Interessant is dat deze soorten niet of nauwelijks nog aanwezig zijn in plots die in 2008 en 2018 zijn opgenomen. In plaats daarvan zijn soorten uit het Knobbiesverbond (*Caricion davallianae*) die in 2001 al wel in de ontwikkelde valleien maar niet in de Kikkervalleien aanwezig waren, in de plots massaal genoteerd. Ook is er een toename van Strandduizendguldenkruid (*Centaureum littorale*) en Sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*), soorten uit het Zeevetmuur-verbond (*Saginion maritimae*), genoteerd. De vallei is via een vroeg stadium van uitgesproken pioniervegetaties nu naar een mooi ontwikkelde, vochtige

Tabel 2. Synoptische tabel van de vegetatie door de jaren in de plots, per vallei. Het eerste getal na een soort geeft aan in hoeveel procent van de opnamen deze voorkomt in de tabel. Het tweede symbool in superscript geeft de mediaan aan van de gegeven bedekkingscode. Dit is de bedekking conform de aangepaste schaal van Braun-Blanquet (r, +, 1, 2m is één tot zeer veel exemplaren, maar minder dan vijf procent bedekking binnen het plot; 2a is 5 tot 12,5 procent bedekking; 2b is 12,5 tot 25 procent bedekking; 3 is 25 tot 50 procent bedekking, 4 is 50 tot 75 procent bedekking en 5 is 75 tot 100 procent bedekking van de betreffende soort in het plot). Zo komt Canadese fijnstraal bijvoorbeeld in 49 procent van de 80 opnamen (dus 39 opnamen) uit de Kikkervalleien 2001 voor, waarbij de mediaan van de bedekking een '+' is. De ronde daarna nog slechts in 15 procent waarbij de mediaan een 'r' is; een afname van de soort door de tijd dus. Blokken geven aan dat de groep binnen het blok, kenmerkend is voor een bepaalde kolom die correspondeert met een vallei in een bepaald jaar. De afkortingen boven de kolommen geven aan om welke vallei het gaat. KV is Kikkervalleien; PP is Parnassiapad en LV is Libellenvallei.

Vallei	KV	KV	KV	PP	PP	PP	LV	LV	LV
Jaar	2001	2008	2018	2001	2008	2018	2001	2008	2018
Aantal opnamen	80	60	80	66	20	66	40	36	40

Differentiërende soorten Kikkervalleien 2001										
Conyza canadensis	49 ^r	15 ^r	.	17 ^r	Canadese fijnstraal
Poa annua	88 ^l	2 ^m	.	.	.	3 ^r	.	.	.	Straatgras
Cirsium arvense	71 ^r	.	.	9 ^r	.	9 ^r	.	.	2 ^r	Akkerdistel
Veronica catenata	51 ^r	.	1 ^r	23 ^r	Rode waterereprijs
Epilobium parviflorum	65 ^r	.	.	6 ^r	Viltige basterdwederik
Cerastium semidecandrum	41 ^r	Zandhoornbloem
Sagina procumbens	39 ^r	Liggende vetmuur
Epilobium hirsutum	39 ^r	Harig wilgenroosje
Juncus bufonius	35 ^m	.	.	23 ^m	.	.	2 ^r	.	.	Greppelrus
Pioniersoorten van associatie van strandduizendguldenkruid en krielparnassia										
Centaurium littorale	22 ^m	47 ^r	76 ^l	15 ^r	.	15 ^r	2 ^r	3 ^r	.	Strandduizendguldenkruid
Sagina nodosa	40 ^r	33 ^m	29 ^r	58 ^l	10 ^r	3 ^r	.	.	.	Sierlijke vetmuur
Nieuw verschenen of sterk toegenomen soorten van Parnassiapad en Libellenvallei in 2018										
Trifolium repens	.	20 ^l	25 ^l	11 ^l	5 ^r	50 ^l	.	.	25 ^r	Witte klaver
Pellia endiviifolia	.	.	.	2 ^r	.	74 ^r	.	.	15 ^r	Gekroesd plakkaatmos
Crataegus monogyna	.	.	.	6 ^r	5 ^r	32 ^r	8 ^r	8 ^r	20 ^r	Eenstijlige meidoorn
Hypochaeris radicata	38 ^l	.	.	38 ^r	Gewoon biggenkruid
Pseudoscleropodium purum	.	.	6 ^l	.	.	32 ^m	.	.	32 ^a	Groot laddermos
Danthonia decumbens	18 ^l	.	60 ^r	Tandjesgras
Carex nigra x trinervis	.	.	25 ^a	80 ^r	Zwarte x Drienerve zegge
Festuca arenaria	48 ^r	Duinzeinzein
Juncus subnodulosus	42 ^l	Paddenrus
Agrimonia eupatoria	.	.	1 ^r	.	.	3 ^r	.	.	25 ^r	Gewone agrimonie
Verdwenen of sterk afgenomen soorten van Libellenvallei in 2018										
Polygala vulgaris	.	.	9 ^r	15 ^l	65 ^r	65 ^l	35 ^l	44 ^r	8 ^r	Gewone vleugeltjesbloem
Euphrasia stricta s.l.	.	33 ^r	61 ^l	77 ^m	65 ^r	86 ^m	78 ^l	78 ^l	32 ^l	Ogentroost
Gentianella amarella	60 ^m	8 ^r	.	Slanke gentiaan
Rhinanthus angustifolius	.	17 ^r	.	2 ^r	.	6 ^r	75 ^l	.	.	Grote ratelaar
Helictotrichon pubescens	.	.	.	3 ^r	.	.	40 ^a	.	.	Zachte haver
Soorten die na 2001 toegenomen zijn in de Kikkervalleien en al aanwezig waren in de overige twee valleien										
Carex flacca	4 ^r	87 ^a	99 ^a	29 ^l	80 ^m	76 ^l	88 ^a	89 ^m	92 ^l	Zeegroene zegge
Carex oederi s. oederi	5 ^r	100 ^m	100 ^m	68 ^a	85 ^m	48 ^l	60 ^m	53 ^l	52 ^l	Dwergzegge
Linum catharticum	.	82 ^l	75 ^m	86 ^m	80 ^l	100 ^m	85 ^m	86 ^m	58 ^l	Geelhartje
Parnassia palustris	.	62 ^r	75 ^a	53 ^r	80 ^l	76 ^l	2 ^r	19 ^r	12 ^r	Parnassia
Mentha aquatica	1 ^r	90 ^l	98 ^l	83 ^l	70 ^l	86 ^l	78 ^b	83 ^l	68 ^r	Watermunt
Prunella vulgaris	.	85 ^l	85 ^a	67 ^l	70 ^l	100 ^a	80 ^a	94 ^m	52 ^l	Gewone brunel
Lotus corniculatus s.str.	2 ^r	88 ^r	72 ^a	53 ^l	80 ^l	82 ^a	50 ^l	78 ^l	10 ^r	Gewone rolklaver
Leontodon saxatilis	.	45 ^l	74 ^m	2 ^r	75 ^l	98 ^m	12 ^m	61 ^r	22 ^r	Kleine leeuwentand
Lythrum salicaria	.	17 ^r	5 ^r	55 ^r	20 ^r	62 ^l	40 ^a	64 ^a	65 ^r	Grote kattenstaart
Hydrocotyle vulgaris	.	22 ^r	55 ^l	.	10 ^r	45 ^l	70 ^b	75 ^m	68 ^r	Gewone waternavel
Festuca filiformis	.	37 ^m	42 ^m	29 ^l	80 ^m	65 ^a	30 ^a	86 ^m	30 ^r	Fijn schapengras
Luzula campestris	.	13 ^r	45 ^m	15 ^l	15 ^r	50 ^m	35 ^l	8 ^r	22 ^r	Gewone veldbies
Plantago lanceolata	2 ^r	42 ^r	52 ^l	67 ^l	85 ^l	89 ^m	80 ^a	100 ^m	52 ^r	Smalle weegbree
Holcus lanatus	.	7 ^r	50 ^l	38 ^l	65 ^r	45 ^l	45 ^m	75 ^l	10 ^r	Gestreepte witbol
Galium verum s.l.	.	.	25 ^l	8 ^r	35 ^r	44 ^m	35 ^m	28 ^l	32 ^l	Geel walstro



Figuur 3. Een iconsoort van de vochtige duinvalleien *Parnassia*.
Foto Tjonne van Mastrigt.

kalkrijke duinvallei met Knopbiesvegetaties ontwikkeld. In de plots is geen Knopbies (*Schoenus nigricans*) genoteerd, maar daarbuiten komt zij spaarzaam voor. Opvallende toenames zijn die van Zeegroene zegge (*Carex flacca*), Dwergzegge (*Carex oederi* subsp. *oederi*) en *Parnassia palustris* die tevens door de hele Kikkervalleien zijn waargenomen. Voor de Kikkervalleien kan worden geconcludeerd dat zich na 21 jaar een goed ontwikkelde knopbiesgemeenschap heeft gevestigd.

Parnassiapad

Het Parnassiapad is in 1997 geplagd, waarvan een deel van de plots in dit geplagde stuk vallen (delen van blok F). In de tabel is dit terug te zien doordat in 2001 (vier jaar na de plagwerkzaamheden) de pioniersoorten Sierlijke vetmuur en Strandduizendguldenkruid aanwezig waren. In latere stadia zijn deze, door voortschrijdende successie, afgenomen. De overige vegetatieontwikkeling is erg stabiel gebleven in het Parnassiapad. De soorten van het knopbiesverbond zijn vanaf 2001 aanwezig en kennen nauwelijks schommelingen in hun frequentie in de tabel. Een

aantal soorten van ietwat drogere omstandigheden zijn wel relatief sterk toegenomen. Het gaat hier om Geel walstro (*Galium verum*), Gewone veldbies (*Luzula campestris*) en Kleine leeuwentand (*Leontodon saxatilis*). Dit hoeft niet samen te hangen met verdroging; de overige, meer vochtminnende, soorten in de tabel geven geen enkele aanwijzing tot een dergelijke conclusie. Eerder heeft dit met

natuurlijke successie van de duinvalleien te maken of met kleinschalige verstoringen (opgraven van zand door konijnen) binnen de plots. Ook is gewone waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) vrij sterk toegenomen. Gewone waternavel is een constante soort in het knopbiesverbond, die ook wel in wat zuurdere duinvalleien van het verbond van Zwarte zegge (*Caricion nigrae*) voorkomt. Dat overige soorten uit dit laatstgenoemde verbond niet veel voorkomen, houdt in dat ook in 2018 de basenbuffering in het Parnassiapad nog steeds op orde is.

Libellenvallei

Evenals in het Parnassiapad is de vegetatie in de plots van de Libellenvallei stabiel gebleven. De vallei is wel geplagd, maar de gedeelten van de vallei waar de plots liggen zijn niet geplagd. De libellenvallei is hiermee de oudste vallei van de drie in termen van bodem- en vegetatieontwikkeling. Wat opvalt is dat er een behoorlijk aantal soorten bijgekomen zijn in 2018 (waarvan een deel ook voor het Parnassiapad geldt). Het gaat om algemene soorten als Witte klaver (*Trifolium repens*) en Gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*), maar



Figuur 4. Blok B in de Kikkervalleien in 2001. Te zien is een vegetatie met veel distals en wilgenroosjes. Foto: Carolien Hoogerwerf.

Tabel 3. Overzicht van gemeten bodemparameters in 2001 (01) en 2018 (18). Afkortingen in de kolomhoofden: OS is percentage organische stof; pH-H₂O is gemeten pH-waarde op basis van een wateroplossing; NO₃ is voor de plant beschikbaar nitraat; NH₄ is voor de plant beschikbaar ammonium; PO₄ is voor de plant beschikbaar fosfaat; K is voor de plant beschikbaar kalium; Na is voor de plant beschikbaar natrium; Ntot is totale hoeveelheid stikstof in de bodem; Ptot is totale hoeveelheid fosfaat in de bodem. De rijen geven de gemiddelden aan in totaal en per blok (A-J). De letters achter blokken geven aan in welke vallei de betreffende blokken liggen (KV is Kikkervalleien, PP is Parnassiapad en LV is Libellenvallei).

	OS (%)	pH-H ₂ O	NO ₃ (mg/Kg)	NH ₄ (mg/Kg)	PO ₄ (mg/Kg)	K (mg/Kg)	Na (mg/Kg)	Ntot (mg/Kg)	Ptot (mg/Kg)
Totaal01 n=45	1.70	7.69	0.37	6.97	0.20	9.71	11.45	485.50	101.47
Totaal18 n=45	3.72	7.51	0.22	0.33	0.02	7.54	34.52	805.48	98.12
A01 n=5 KV	0.29	7.80	0.42	6.66	0.00	5.36	5.00	97.54	104.24
A18 n=5	2.47	7.58	0.00	0.00	0.00	16.91	113.63	464.88	105.17
B01 n=5 KV	0.29	7.99	0.10	4.42	0.00	4.39	3.88	31.59	93.01
B18 n=5	1.80	7.87	0.00	0.21	0.00	4.38	9.86	337.14	80.16
C01 n=5 KV	0.38	8.00	0.24	9.22	0.00	8.83	5.42	69.01	74.21
C18 n=5	1.70	7.74	0.00	0.19	0.00	3.49	11.47	261.53	70.51
D01 n=5 KV	0.65	7.94	0.30	6.66	0.00	3.84	7.17	152.58	73.25
D18 n=5	1.97	7.58	0	0.13	0.00	5.72	16.16	361.31	63.35
E01 n=5 PP	0.91	7.80	1.02	5.24	0.08	7.25	8.00	301.70	78.19
E18 n=5	3.32	7.54	0.24	1.39	0.00	8.53	43.74	923.81	83.50
F01 n=10 PP	0.69	7.92	0.22	0.00	0.01	5.93	8.24	200.03	88.16
F18 n=10	3.53	7.64	0.08	0.20	0.00	6.31	26.60	731.27	102.01
I01 n=5 LV	5.82	6.71	0.30	14.8	0.52	16.25	29.62	1554.24	145.14
I18 n=5	8.99	6.78	0.00	0.27	0.00	7.43	24.91	2025.47	113.62
J01 n=5 LV	5.55	7.13	0.50	14.3	1.12	29.61	27.32	1839.36	168.81
J18 n=5	6.20	7.20	0.94	0.37	0.16	8.74	37.67	1412.67	162.70

ook soorten als Gewone agrimonie (*Agrimonia eupatoria*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), die een iet-wat ouder stadium van de associatie van Duinpaardenbloem (*Taraxaco-Galium veri*) markeren. Tevens zijn er ook soorten van jongere stadia van de Duinpaardenbloem- en Knopbiesassociatie verdwenen of sterk afgenomen in de plots. Het gaat hier vooral om Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*), Ogentroost (*Euphrasia stricta s.l.*), Slanke gentiaan (*Gentiana amarella*) en Zachte haver (*Helictotrichon pubescens*). Mogelijk hangt dit samen met het stoppen van het jaarlijks maaien van de vallei sinds 2005, waardoor de vegetatie op sommige plekken wat verruigd is. De hiervoor genoemde soorten verdragen dichter worden van de vegetatie slecht en kunnen na verloop van tijd verdwijnen.

Resultaten bodem

Doordat in 2001 en in 2018 bepaalde bodemwaarden binnen de plots zijn gemeten, is een beeld verkregen van de veranderingen van de bodemtoestand door de tijd. Tabel 3 geeft de gemiddeld gemeten waarden aan in totaal en per blok. Een donkere verkleuring binnen een paar geeft aan dat de verandering significant is op basis van een T-test. Wat opvalt is dat gemiddeld genomen alle voor de plant beschikbare nutriënten zijn afgenomen, op natrium na. De totale hoeveelheid stikstof in de bodem is toegenomen en de totale hoeveelheid fosfaat is afgenomen. Ook is het percentage organische stof in de bodem toegenomen en is de pH iets gedaald. Deze laatste twee observaties staan in lijn met de theorie van successie in duinvalleien, waarbij organische stof

toeneemt en pH afneemt met het ouder worden van duinvalleien (Grootjans et al. 1995). Ook zou de voedselrijkdom in de bodem toenemen met de leeftijd van een duinvallei, maar dit blijkt slechts voor de totale hoeveelheid stikstof het geval. Het feit dat de totale hoeveelheid stikstof toe is genomen is vergelijkbaar met andere studies (o.a. Lammerts et al. 1999; Sýkora et al. 2004). Voortschrijdende successie zorgt voor meer organisch materiaal en meer stikstofaccumulatie in de bodem. Het merendeel van deze stikstof is echter gebonden waardoor het niet voor planten opneembaar is. De afname van de overige voedingsstoffen in de bodem heeft te maken met de verregaande voorzuivering van het infiltratiewater, waarbij stoffen als fosfaat en ammonium met meer dan een factor tien verminderd zijn (van Dijk & Bakker 1984; Koerselman 1993).

De bodemwaarden die we nu vinden staan in lijn met wat we verwachten aan de hand van de ouderdom van de valleien en zijn vaak zelfs wat aan de lage kant als de waarden vergeleken worden met referentiewaarden in het programma SynBioSys (Schaminée et al. 2007).

Conclusie

Uit het onderzoek blijkt dat na de herstelmaatregelen de vegetatie in de plots van de Kikkervalleien is ontwikkeld naar goede pioniersvegetaties die te verwachten zijn na 20 jaar bodem- en vegetatieontwikkeling. Ook de ontwikkeling van de bodem verkeert in een toestand die hoort bij dergelijke vegetatietypen en is vaak

zelfs aan de lage kant. Als er veel voedingsstoffen vanuit de infiltratieplassen door zouden sijpelen naar de valleien, zou dit in de vegetatie en de bodem terug te zien moeten zijn. Het Parnassiapad en de Libellenvallei verkeren in een stabiel stadium van basenminnende duinvalleivegetatie, zonder aanwijzing dat er sprake is van versnelde successie of overgroeiing met soorten van een hoge voedselrijkdom in de bodem. Voor de Kikkervalleien geldt ook dat de trends in de plots wat betreft vegetatie, zijn waargenomen door de gehele vallei (Hooijmans 2019, dit nummer) De conclusie is dan ook dat de onderzochte valleien geen negatieve effecten van de infiltratieplassen meer ondervinden. Het is dus goed mogelijk om met de juiste beheer- en herstelmaatre-

gelen waterwinning en hoge natuurwaarden hand in hand te laten gaan.

Dankwoord

Graag bedanken wij Tjomme van Mastrigt voor het verrichten van het grootste gedeelte van het veldwerk voor de vegetatiedataset van 2018.

T. van Heusden
Lumen, Kamer C.225, Droevendaalsesteeg 3, 6708 PB, Wageningen
Tom.vanheusden@wur.nl

H.G.J.M. van der Hagen
h.hagen@dunea.nl

J.H.J. Schaminée
joop.schaminee@wur.nl

Literatuur

- Barkman JJ, H Doing & S Segal (1964). Kritische bemerkungen und vorschläge zur quantitativen vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419.
- Council of the European Communities (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the Europe Communities Series L*, 206: 7-50.
- Grootjans, AP, EJ Lammerts & F van Beusekom (1995). Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. KNNV Uitgeverij.
- Hoogerwerf, CG (2002). Vegetatie ontwikkeling na opheffing van infiltratieplassen in duinvalleien van Meijendel. Stagerapport Wageningen Universiteit uitgevoerd bij Duinwaterbedrijf Zuid-Holland.
- Hooijmans, FC & HGJM van der Hagen (2010). Ontwikkeling van de plantensoorten in de Kikkervalleien. *Holland's Duinen* 55: 12-19.
- Hooijmans, FC (2019). Ontwikkeling van de plantensoorten in de Kikkervalleien van 1998 tot 2018. *Holland's Duinen* 73: 16 - 29.
- Koerselman, W (1993). Op zoek naar de sleutel tot het herstel van voedselarme duinvalleien in infiltratiegebieden. *De Levende Natuur* 94 (2), 83-88.
- Lammerts, EJ, DM Pegtel, AP Grootjans & A van der Veen (1999). Nutrient limitation and vegetation changes in a coastal dune slack. *Journal of Vegetation Science* 10: 111-122.
- Lammerts, EJ & AP Grootjans (1998). Key environmental variables determining the occurrence and life span of basiphilous dune slack vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 47 (3): 369-392
- Londo, G (1975). Infiltreren is nivelleren, *De Levende Natuur*, 78 (4): 74-79.
- Nanne, R & E Vogelaar (2009). Vegetatieontwikkeling vochtige duinvalleien Meijendel 1997-2008. Stagerapport InHolland Delft Bos- en Natuurbeheer uitgevoerd bij Duinwaterbedrijf Zuid-Holland.
- Schaminée, JHJ, SM Hennekens & WA Ozinga (2007). Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large databases. *Journal of vegetation science* 18: 463 - 470.
- Sýkora, KV, JCJM van den Bogert & F Berendse (2004). Changes in soil and vegetation during dune slack succession. *Journal of vegetation science* 15: 209-218.
- Thompson, K, JP Bakker & RM Bekker (1996). *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press.
- Van Dijk, HWJ & TWM Bakker (1984). Duininfiltratie: invloed op balans en concentraties van voedingsstoffen (with English summary). *H20* 17: 597-600.
- Van Dijk, HWJ & AP Grootjans (1993). Wet Dune Slacks: Decline and new opportunities. *Hydrobiologia* 265: 281-304.
- Westhoff, V & MF van Oosten (1991). De plantengroei van de Waddeneilanden. KNNV uitgeverij.