

Vegetation und Management seltener Pflanzenarten im Küstengrünland einer dänischen Ostseeinsel

– Christine Heimes, Johannes Kollmann, Erwin Bergmeier –

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Vegetation des Küstengrünlandes im Naturschutzgebiet „Vestamager“ (ca. 2000 ha) südlich von Kopenhagen sowie Vorkommen von *Iris spuria*, *Selinum dubium* und *Cerastium subtetrandrum*. Die mit diesen Arten verbundenen Pflanzengesellschaften und Standortfaktoren werden ermittelt, um das Management des Naturschutzgebietes zu verbessern. Auf der Grundlage von 73 Vegetationsaufnahmen werden mit TWINSPAN-Klassifikation und indirekter Gradientenanalyse (DCA) die Hauptvegetationseinheiten und wichtigsten Umweltgradienten bestimmt. Die Vegetationsentwicklung 2004–2008 wird in einer weiteren Ordination mit Hilfe historischer Aufnahmen untersucht. Die vegetationsbestimmenden Faktoren auf Vestamager sind Salinität, Feuchtigkeit und Beweidung. Magere, Salzgeprägte Weidegesellschaften des *Lolio-Cynosuretum* sind häufig; innerhalb dieser Assoziation ist zwischen einer wechselfeuchten Ausbildung mit *Molinion*-Elementen und einer wechsellöcherigen Ausbildung mit floristischen Beziehungen zum *Mesobromium* zu unterscheiden. Im Südwesten des Gebietes wird das *Lolio-Cynosuretum* mit steigender Salinität durch Salzrasen des *Juncetum gerardii* ersetzt. Innerhalb der Salzrasen ist auf Ameisenhaufen Salzpioniervegetation entwickelt. Der Übergangsbereich zum Hydrolitoral wird von Brackwasserröhrichten besiedelt. Auf feuchten bis nassen Standorten geht das *Lolio-Cynosuretum* in Flut- und Trittrasengesellschaften des *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* über. Bei schwacher Beweidung bilden sich *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestände aus.

Iris spuria und *Selinum dubium* kommen mit je einer Population in der wechsellöcherigen Ausprägung des *Lolio-Cynosuretum juncetosum gerardii* im nördlichen Teil des Gebietes vor. Kleinere Vorkommen von *Selinum dubium* finden sich auch in Flut- und Trittrasengesellschaften. *Cerastium subtetrandrum* kommt mit mehreren Kleinpopulationen in Salzpionierrasen auf Ameisenhaufen vor. *Iris spuria* reagiert empfindlich auf Beweidung und ist in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen. *Selinum dubium* ist toleranter gegenüber Beweidung, und vegetative Individuen können auch auf beweideten Flächen überdauern. *Cerastium subtetrandrum* ist indirekt von Beweidung abhängig, da potentielle Standorte dieser Art durch Beweidung erhalten und gefördert werden. Intensivierte Beweidung sowie Entfernen von Gehölzen haben Hochgräser zurückgedrängt und Arten offener, Salzgeprägter Weidelandschaften gefördert, jedoch ohne Erhöhung der floristischen Diversität. Der optimale Schutz der Zielarten kann nur durch kombinierte Nutzungskonzepte erreicht werden. Für eine langfristige Erhaltung von *Iris spuria* und *Selinum dubium* ist eine Reduzierung der Beweidung notwendig. Die Erhaltung von *Cerastium subtetrandrum* erfordert dagegen eine niedrige Vegetation mit relativ intensiver Beweidung. Eine stärkere Differenzierung der Beweidungsintensität würde alle drei Zielarten auf Vestamager fördern.

Abstract: Grazed coastal grassland in eastern Denmark – Managing plant communities to preserve rare plant species

This study analyzes vegetation of coastal grassland in an embanked nature reserve (c. 2000 ha) south of Copenhagen on the island Amager. The focus is on grazing effects on abundance of *Iris spuria*, *Selinum dubium* and *Cerastium subtetrandrum*. The main objectives are to identify plant communities and site factors related to the target species. Considering the ecological requirements of the species it is possible to estimate their potential distribution in the study area. Based on these results, management on the rare plants is discussed. Vegetation data, consisting of 73 relevés collected in summer 2008, are classified using TWINSPAN analysis and ordination by DCA. Thus, the main vegetation units and underlying environmental gradients are identified and assigned to plant communities known from the literature. Recent vegetation changes are analysed by DCA using published data from 2004 and 2006. The main factors defining the grassland vegetation of Vestamager are salinity, moisture and grazing. Nutrient-poor, salt-affected and grazed communities of the *Lolio-Cynosuretum* are the most common vegetation type in the study area. This association can be divided into a subtype of moist grassland, including species of wetland meadows (*Molinion*), and drier grassland, with floristic affinities to *Mesobromion*. In the southwest of the study area, with slightly higher salinity, the *Lolio-Cynosuretum* is replaced by

Juncetum gerardii salt marshes. Within the salt marshes pioneer vegetation is developed on ant hills. The transition between geo- and hydrolitoral is colonized by brackish reeds. On intensely grazed, moist to wet sites the *Lolio-Cynosuretum* is replaced by the *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati*. Tall grassland dominated by *Calamagrostis epigejos* develops under reduced grazing pressure.

Iris spuria and *Selinum dubium* occur with one stand each in the north of the study area. The populations are associated with drier parts of the *Lolio-Cynosuretum juncetosum gerardii*. Smaller populations of *Selinum dubium* are found in *Plantago major* communities. *Cerastium subtetrandrum* is represented with several small populations on ant hills in salt-pioneer marsh. *Iris spuria* is sensitive to grazing, and thus the intensification of grazing on Vestamager has resulted in a decreasing population of this species in the past years. *Selinum dubium* is more tolerant, and vegetative individuals are able to persist in grazed areas. *Cerastium subtetrandrum* depends indirectly on grazing. Potential habitats of this species are maintained by grazing. Intensification of grazing and shrub clearance have reduced cover of woody species and tall grasses promoting less competitive species. Recently, a development towards open salt-influenced grassland can be observed, albeit without increasing floristic diversity. Optimal conservation of the target species seems only feasible if a more diverse management is applied. For conservation of *Iris spuria* and *Selinum dubium* a local reduction of grazing is recommended including exclosures. Preservation of *Cerastium subtetrandrum*, however, depends on low vegetation, which calls for relatively intense grazing. In the long term, higher diversity will only be achieved by spatio-temporal variation of grazing intensity which would also accommodate the different demands of the target species.

Keywords: *Cerastium subtetrandrum*, conservation management, grazing variation, *Iris spuria*, salt marsh, *Selinum dubium*, target species.

1. Einleitung

Ein Großteil der gemäßigten Breiten wird derzeit vom Menschen genutzt und kann als Kulturlandschaft bezeichnet werden (TSCHARNTKE et al. 2003). In Europa, wo landwirtschaftliche Nutzung seit langer Zeit die Umwelt prägt, beinhalten diese Kulturlandschaften einen großen Teil der regionalen Biodiversität (ELLENBERG 1996, POTT 1996, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Viele europäische Gebiete höchsten Naturschutzwertes sind also in einem gewissen Maße vom Menschen beeinflusst. Moderate Störungsverhältnisse, z. B. in Form extensiver Beweidung, gelten als Schlüsselfaktor für eine hohe lokale Biodiversität (GRIME 2001), da sie die Konkurrenzkraft dominanter Arten mindern. Eine stärkere Störung, etwa durch intensive Beweidung, kann hingegen zu einem Rückgang der Diversität führen (HÄRDITL et al. 2006).

Das Küstengrünland des Ostseeraumes gehört ebenso wie Feuchtgrünland, binnenländische Heiden und Trockenrasen zu den extensiv genutzten Lebensräumen unserer Kulturlandschaft. Die einzelnen Flächen prägt meist eine jahrzehnte- bis jahrhundertlange Nutzungsstrategie mit Mahd oder Beweidung (ERIKSSON et al. 2002). Bei Intensivierung der Nutzung verschwinden seltene, konkurrenzschwache Arten, während bei Aufgabe der Bewirtschaftung das Grünland durch Gebüsch- und Waldgesellschaften ersetzt wird (AUSDEN & TREWEEK 1995). Küstengrünland ist ein Beispiel für halbnatürliche Offenlandgesellschaften mit einer artenreichen Flora und Fauna, die in Europa durch Nutzungsintensivierung oder Nutzungsaufgabe gefährdet sind (BAKKER & BERENDSE 1999, SMITH et al. 2000).

Die Erhaltung dieser Lebensräume sowie ihrer Diversität setzt extensive Nutzung voraus. Die meisten Untersuchungen zur Biodiversität beweideter und ungenutzten Grünlands basieren auf kleinen Flächen (z. B. JUTILA 1999). DUPRÉ & DIEKMANN (2001) zeigten, dass auf kleinem Raum die Artenzahl beweideter Flächen höher ist als die von Brachflächen. Auf größeren Probestellen (10–1000 m²) ergaben sich jedoch keine Diversitätsunterschiede zwischen Weide- und Brachland. Andererseits sind die jeweiligen ökologischen Voraussetzungen, insbesondere die Produktivität des Ökosystems entscheidend. Auf nährstoffarmen Standorten beeinflusst Beweidung die floristische Diversität negativ, während auf produktiveren Standorten die Diversität unter Beweidung durch die Verschiebung der Konkurrenz zunimmt (BAKKER et al. 2006).

Ein wichtiger Punkt ist also die räumliche Skala, von der aus biologische Diversität beurteilt wird und aus der sich verschiedene Naturschutzkonzepte ableiten. Eine Beurteilung des

biologischen Wertes eines Gebietes und die Entwicklung von Schutzkonzepten kann auf dem Vorkommen ausgewählter Arten basieren. Komplementär dazu arbeitet der Ökosystem-Ansatz, und auf noch höherem Abstraktionsniveau finden sich prozessorientierte Ansätze, die natürliche Vorgänge wie Katastrophen oder Sukzession einbeziehen. Die meisten Naturschutzkonzepte bauen auf nur einem dieser Ansätze auf. Der Artenansatz mag die Zielarten erfolgreich schützen, während andere Taxa unberücksichtigt bleiben. Umgekehrt können die anderen Ansätze zu generell sein und den Ansprüchen einzelner Arten nicht genügen (BRAUCKMANN et al. 1997, WALLISDEVRIES et al. 2002).

In der vorliegenden Arbeit wird die Vegetation des Küstengrünlandes einer dänischen Ostseeinsel unter Berücksichtigung verschiedener Ansätze analysiert. Im Gebiet „Vestamager“ treffen unterschiedliche Interessen aufeinander. Im Sinne des Ökosystemschatzes ist eine relativ intensive Beweidung gefordert, um bestimmte Dominanzbestände zu vermeiden (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2000). Ornithologen sind ebenfalls an einer niedrigen Vegetation interessiert (GRELL 2004). Aus botanischer und entomologischer Sicht hingegen ist eine höhere Vegetation geeigneter, während im Sinne der Freizeitnutzung eine offene Landschaft erwünscht ist (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 1996).

Untersuchungen zu Vorkommen seltener Pflanzenarten im Hinblick auf das derzeitige Schutzkonzept bilden den Schwerpunkt dieser Arbeit. Zielarten sind die seltenen Arten *Iris spuria*, *Selinum dubium* und *Cerastium subtetrandrum*. Kartierungen dieser Arten geben einen Überblick über die Bestandssituation im Gebiet. Mit Hilfe von Vegetationsanalysen werden die Hauptvegetationseinheiten und -umweltgradienten im Küstengrünland von Vestamager ermittelt. Auf dieser Basis erfolgt eine nähere floristisch-ökologische Beschreibung der Standorte der Zielarten sowie eine Abschätzung ihrer potentiellen Verbreitung. Ein Vergleich neuer Aufnahmen mit denen vergangener Jahre untersucht die Vegetationsentwicklung im Zusammenhang mit den angewandten Pflegemaßnahmen. Abschließend werden die Möglichkeiten eines integrierten Managements für das Gebiet diskutiert.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage, Entwicklungsgeschichte und heutige Nutzung

Das Naturschutzgebiet „Vestamager“ (1945 ha) liegt ca. 8 km südlich von Kopenhagen auf der Insel Amager (N 55° 36' E 12° 32'). Gegen Norden wird es von einer Autobahn begrenzt, die östliche Grenze bilden Wohngebiete (Abb. 1), und nach Westen und Süden grenzt die Ostsee an. Vestamager ist im Besitz des dänischen Staates und wird vom „Amt für Wald und Natur“ innerhalb des Umweltministeriums verwaltet (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2000).

Der größte Teil des Gebietes war ursprünglich eine Flachwasserzone mit kleinen Inseln und Halbinseln, die als Allmendweide und für militärische Übungen genutzt wurden. Mit zunehmender Nutzung durch die Armee hörte die Beweidung teilweise auf (KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE 1993). Das Streben des Militärs nach einer Vergrößerung des Übungsterrains führte in den 1930er Jahren zur Eindeichung der westlichen Flachwasserzonen. In den Jahren 1939–1943 entstand so ein 13 km langer Winterdeich, der das heutige Vestamager in südlicher und westlicher Richtung von der Ostsee abtrennt. In den folgenden 12 Jahren wurde das Gebiet durch Kanäle, Gräben und zwei Pumpstationen entwässert. Nachdem 1984 die militärische Nutzung eingestellt war, öffnete man einen Großteil des Gebietes für das Publikum (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2004).

2.2. Geomorphologie, Geologie und Böden

Vestamager hat eine flache Oberfläche von 1 m über bis 4 m unter NN. Die höchsten Flächen liegen im Nordwesten und Südosten, die tiefsten Punkte im Süden und Westen des Gebietes. Im Osten ist an einigen Stellen die alte Küstenlinie deutlich (KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE 1993).

Das Grundgestein besteht aus Kreidekalk in einer Tiefe von 6–12 m. Darüber befindet sich eine 3–6 m dicke Deckschicht aus Moränenlehm mit variierenden Sand- und Kiesantei-



Abb. 1: Beweidete Flächen im Untersuchungsgebiet Vestamager mit dem neuen Kopenhagener Stadtteil Ørestad im Hintergrund, Oktober 2007 (Foto: J. Kollmann).

Fig. 1: Grazed part of the study area Vestamager; in the background Copenhagen with the expanding suburb Ørestad, October 2007 (Photo: J. Kollmann).

len (GEUS 2008). Die Wurzelzone besteht aus Sand, sandigem Lehm oder einer schwach ausgebildeten Humusschicht auf Flächen, die bereits vor der Eindeichung über dem Meeresspiegel lagen.

Trotz der Eindeichung vor über 60 Jahren weist der Boden auch heute noch eine gewisse Salinität auf. Untersuchungen in den Entwässerungsgräben belegen einen von Nordost nach Südwest zunehmenden Salinitätsgradienten (KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE 1997). Ein gewisses Durchsickern von Meerwasser im Bereich des Deiches sowie der Transpirationsstrom, mit dem salzhaltiges Grundwasser (2–6 ‰) in Richtung Oberfläche transportiert wird, wirken der Aussüßung entgegen. In Kombination mit erhöhter Verdunstung im Sommer kann es in den obersten Bodenschichten zu erheblich höheren Salzgehalten kommen, so dass im südlichen Teil an einigen Stellen Salzpflanzen auftreten (FALK 1991).

2.3. Klima

Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,0 °C, der mittlere Jahresniederschlag 613 mm (1961–1990; DANMARKS METEOROLOGISKE INSTITUT 2009). Generell kann man von einem subatlantischen, gemäßigten Klima mit niederschlagsreichen Sommern und relativ milden Wintern sprechen. Im Untersuchungsjahr 2008 betrug die mittlere Temperatur 10,2 °C, der Jahresniederschlag 642 mm. Für die Vegetationsperiode (Mai–September 2008) lag die mittlere Temperatur bei 16,0 °C und der Niederschlag bei 280 mm; für 2004 und 2006 betragen die entsprechenden Werte 14,4 bzw. 16,9 °C und 319 bzw. 309 mm (DANMARKS METEOROLOGISKE INSTITUT 2009).

2.4. Vegetationsentwicklung und Management

Die derzeitige Vegetation von Vestamager ist das Resultat einer 60jährigen Sukzession und 15jährigen Beweidung. Bereits vier Jahre nach der Eindeichung war eine halophytische Pioniervegetation ausgebildet mit u. a. *Atriplex littoralis*, *Salicornia europaea*, *Spergularia salina* und *Suaeda maritima*. Mit fortschreitender Aussüßung konnten sich Glykophyten etablieren, so dass Vestamager heute ein breites Spektrum an Pflanzengesellschaften aufweist. Die typische Zonierung, wie sie in regelmäßig überschwemmten Salzwiesen zu finden ist (VESTERGAARD 2000), konnte sich wegen der fehlenden Überflutung nicht ausbilden. Es handelt sich vielmehr um eine mosaikartige Verteilung von Salzwiesen, trockenen bis feuchten Magerweiden, Röhrichtern, Wald und Gewässervegetation.

Mit dem Verlassen durch das Militär und der Öffnung des Gebietes für Besucher setzten erste Pflegemaßnahmen ein. Bis dahin kaum vom Menschen beeinflusst, konnten sich im Laufe der Zeit immer mehr Arten späterer Sukzessionsstadien wie *Calamagrostis epigejos*, *Phragmites australis* und verschiedene Gehölze etablieren. Um einer zunehmenden Verbuchung entgegenzuwirken, wurden Teile des Gebietes 1986 erstmals mit Pferden beweidet. Zusätzlich wurde Damwild ausgesetzt, dessen Bestandsgröße heute bei ca. 500 Tieren liegt. 1990 begann man im östlichen Teil mit Rinderbeweidung. Seitdem wurden die beweideten Areale kontinuierlich erweitert, so dass heute fast auf der gesamten Fläche von April bis Oktober Rinder weiden (1,0 Großvieheinheit ha⁻¹). Zusätzlich wurde im nördlichen Teil, zuletzt 2007 und 2008, Birken- und Weidenaufwuchs entfernt (Sven Norup, pers. Mitt. 2008).

2.5. Schutzstatus

Die Bedeutung Vestamagers als wertvolles Gebiet für Flora und Fauna wurde früh erkannt, und bereits 1952 wurde das gesamte Gebiet als Wildreservat ausgewiesen. 1998 kam es zur Ausweisung eines Fauna-Flora-Habitat-Gebietes mit Lebensraumtyp 1330 (Atlantische Salzwiesen). Im Jahre 1990 wurde Vestamager nach §3 des dänischen Naturschutzgesetzes unter nationalen Schutz gestellt (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2000).

Vestamager ist ein Refugium für viele Arten, die sonst aus dem Großraum Kopenhagen verschwunden wären (GRAVESEN 1976). Im Gebiet wurden 450 Arten von Gefäßpflanzen gefunden, die seltensten in den salzgeprägten Weiden (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2000). Unter den 12 Rote-Liste-Arten sind *Cerastium subtetrandrum*, *Dianthus armeria*, *Iris spuria* sowie *Selinum dubium*.

3. Zielarten

3.1. *Iris spuria*

Die Bastard-Schwertlilie, *Iris spuria* L. (Iridaceae), ist 30–90 cm hoch, mit aufrechtem, wenig verzweigten Stengel (Abb. 2). Die steifen, 5–15 mm breiten Blätter besitzen eine charakteristische blaugrüne Färbung. Im Juni–Juli entwickeln sich 2–4 blauviolette Blüten, die von Hochblättern umgeben sind. Die Frucht ist eine 2,5–4,0 cm lange Kapsel (MOSSBERG & STENBERG 2005); die Samen wiegen im Mittel 14,6 mg und werden hydrochor ausgebreitet (HÖLZEL & OTTE 2004). Als Rhizomgeophyt kann sich die Art auch vegetativ vermehren.

Iris spuria ist eine Art warm-feuchter, nährstoffarmer Standorte auf lehmig-tonigen Böden mit mäßiger guter Basenversorgung (ELLENBERG et al. 1992). Sie ist hauptsächlich in Feuchtwiesen, Frischwiesen und -weiden zu finden; Bestände in Trocken- und Halbtrockenrasen bilden Nebenvorkommen. In Deutschland ist *Iris spuria* eine typische Stromtalpflanze; dort sind über 90 % der Vorkommen im Auenbereich zu finden (SIEDENTOPF 2005). Ihre Halotoleranz ermöglicht es der Art, auch salzgeprägte Standorte zu besiedeln (STOLTZE & PIHL 1998). Die Art ist hauptsächlich in Zentral-, Ost- und Südosteuropa verbreitet. In Dänemark und Südschweden erreicht *Iris spuria* ihre nördliche Verbreitungsgrenze; hier ist sie nur auf Vestamager und Saltholm sowie an der Küste Schonens vertreten. Die nächsten Vorkommen liegen ca. 700 km südlich in der Oberrheinebene bei Mainz (OBERDORFER

2001). Die dänischen Vorkommen wurden von BERNÁTSKY & JANCHEN (1910) als *Iris spuria* f. *danica* beschrieben.

In der Roten Liste der Pflanzen Deutschlands wird *Iris spuria* als „stark gefährdet“ geführt (Kategorie 2, LUDWIG & SCHNITTNER 1996); die Hauptgefährdungsfaktoren sind Nutzungsaufgabe oder Intensivierung sowie Trockenlegung von Grünland (KORNECK et al. 1998; SCHNITTNER & GÜNTHER 1999). Viele Populationen in Deutschland zeigen eine abnehmende Tendenz, und 26–50 % der Bestände sind bereits erloschen (RENNWALD 2000, SIEDENTOPF 2005). In der Roten Liste der Pflanzen Dänemarks steht *Iris spuria* unter der Kategorie „selten“ (STOLTZE & PIHL 1998).

3.2. *Selinum dubium*

Selinum dubium (Schkuhr) Leute, Brenndolde (Apiaceae), wird in vielen Floren unter dem Namen *Cnidium dubium* geführt. Wir folgen hier der Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands (BUTTLER & HAND 2008) und der Nye Nordiske Flora (MOSSBERG & STENBERG 2005). Der taxonomische Sachverhalt und seine Konsequenzen werden von BUTTLER (2006) erläutert. Die Brenndolde ist eine 30–90 cm hohe, ausdauernde Art. Die 2–3fach fiederteiligen Blätter laufen in linear-lanzettliche Spitzen aus (Abb. 3). Der Blütenstand (August–September) ist eine Doppeldolde mit ca. 20–30 Döldchen; Hüllblätter fehlen oft. Die Art hat eine 2–3 mm lange, grünliche Spaltfrucht (MOSSBERG & STENBERG 2005). *Selinum dubium* kann sich zudem vegetativ vermehren (GEIßLER 2007).

Selinum dubium ist in Eurasien subkontinental verbreitet und erreicht in Deutschland ihre westliche Arealgrenze (GEIßLER 2007). Im Nordeuropa ist die Art recht selten, auf Öland jedoch häufig (MOSSBERG & STENBERG 2005). In Dänemark kommt *Selinum dubium* mit nur fünf Populationen auf der Insel Amager vor, unter anderem der hier untersuchte Bestand. In Deutschland ist *Selinum dubium* ebenfalls eine typische Stromtalpflanze im Überschwemmungsbereich rezenter Auen (SIEDENTOPF 2005). In Dänemark und Schweden ist *Selinum dubium* im Supra- bis Epilitoralbereich von Salzmarschen, sowie in Waldsümpfen und an Wegrändern zu finden (MOSSBERG & STENBERG 2005). Die wärmeliebende Art zeigt eine gewisse Toleranz gegenüber Sommertrockenheit. Edaphisch ist sie an mäßig saure bis schwach basische, tonige Böden mit Wechselfeuchte gebunden (ELLENBERG et al. 1992).

Landnutzungsänderungen, wasserwirtschaftliche Eingriffe sowie Melioration haben zu einem Rückgang der Art geführt (DIERBEN 1982, KORNECK et al. 1998). In der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands wird sie als „stark gefährdet“ eingestuft (LUDWIG & SCHNITTNER 1996). Nach Einschätzung verschiedener Autoren sind bis zu 25 % der Bestände erloschen oder unbestätigt (SIEDENTOPF 2005). Nach der Roten Liste der Pflanzen Dänemarks zählt *Selinum dubium* zu den seltenen Arten (STOLTZE & PIHL 1998).

3.3. *Cerastium subtetrandrum*

Cerastium subtetrandrum (Lange) Murb. (Caryophyllaceae) ist eine 3–20 cm hohe, winter-annuelle Art mit Drüsenhaaren an Blättern und Stängeln (Abb. 4). Die Hochblätter sind nicht oder nur selten schmalhautrandig. Die 4,0–6,5 mm langen Kelchblätter sind etwas länger als die weißen Kronblätter. Der 0,6–1,0 mm lange Griffel ist von 4–6 Staubblättern umgeben. Der Fruchstiel, an dem sich eine 5,6–7,9 mm lange Fruchtkapsel entwickelt, bleibt in der Regel auch nach der Blüte aufrecht (KARLSSON 2001). *Cerastium subtetrandrum* unterscheidet sich von *C. pumilum* durch Blattfarbe, Drüsenbehaarung auf den Stängelblättern, Länge der Drüsenhaare in der Infloreszenz, Vorhandensein vierzähliger Blüten, Größe der Kronblätter und Griffellänge. Von *C. diffusum*, wozu *Cerastium subtetrandrum* von einigen Autoren gestellt wird (z. B. SELL & WHITEHEAD 1993), unterscheidet sich die Art durch das kleinere Längenverhältnis der Infloreszenz zum Rest der Pflanze, die nicht stängelblattartigen untersten Hochblätter und die hellgrüne Farbe (KARLSSON 2001).

Cerastium subtetrandrum vermehrt sich nach Blüte im Mai–Juni ausschließlich durch Samen. Typische Standorte sind offene Habitats mit lückiger Vegetationsdecke wie Strandwälle und Küstenklippen sowie Ameisenhögel von *Lasius flavus* in beweideten Salzwiesen (HANSEN 2002).

In Dänemark ist *Cerastium subtetrandrum* nur auf den Inseln Amager und Saltholm anzutreffen. Die Art wird von KARLSSON (2001) für Amager als ausgestorben angegeben, konnte aber im Rahmen unserer Untersuchungen bestätigt werden. Die weiteren skandinavischen Vorkommen beschränken sich auf Schonen und Blekinge sowie Gotland und Öland (MOSSBERG & STENBERG 2005). Außerhalb Dänemarks und Schwedens soll *Cerastium subtetrandrum* an der polnischen Ostseeküste vorkommen (ZAJC 1974) sowie an Salzstandorten in Österreich und Ungarn; FISCHER et al. (2005) führen solche Pflanzen als Variante von *Cerastium pumilum*.

Cerastium subtetrandrum ist in der Roten Liste der Pflanzen Dänemarks verzeichnet (Kategorie R), und wird als „nationalen Verantwortungsart“ bezeichnet (STOLTZE 1998, STOLTZE & PIHL 1998). Über die tatsächliche Häufigkeit der Art gibt es allerdings nur wenige Informationen (vgl. CHRISTIANSEN & MOESLUND 1986).

4. Methoden

4.1. Kartierung der Zielarten

Im Juni und Juli 2008 wurden alle Vorkommen von *Iris spuria*, *Selinum dubium* und *Cerastium subtetrandrum* im Untersuchungsgebiet kartiert. Da bei diesen Arten mit nur geringer Abundanz zu rechnen war, wurde zur Eingrenzung der Kartierfläche auf Informationen über frühere Vorkommen zurückgegriffen (FALK 1991, CHRISTENSEN et al. 1993, 1997). Bei der Kartierung von *Selinum dubium* wurden die Vorkommen innerhalb und unmittelbar außerhalb einer Umzäunung aufgenommen (Abb. 3). Bei der Kartierung von *Cerastium subtetrandrum* wurden die einzelnen Teilpopulationen erfasst. Ein Bestand wurde als Teilpopulation definiert, wenn die Entfernung zum nächsten Bestand mindestens 200 m betrug.

4.2. Auswahl der Untersuchungsplots

Im Gebiet wurden insgesamt 73 randomisiert verteilte Flächen zur Untersuchung der Vegetation aufgenommen, unter diesen 30 Dauerflächen der Universität Kopenhagen von 2007 sowie 30 Dauerflächen des dänischen Monitoringprogrammes für Gewässer und terrestrische Natur (NOVANA) (BRUUS et al. 2006). Die verbleibenden 13 Flächen wurden stratifiziert über das Gebiet verteilt. Kriterium war das Vorkommen der Zielarten, um gezielt Vegetationsaufnahmen an ihren Wuchsorten durchzuführen (zwei mit *Iris spuria*, drei mit *Selinum dubium* und acht mit *Cerastium subtetrandrum*). Die bereits bestehenden Dauerflächen wurden mit GPS Magellan 315 mit einer Genauigkeit von ± 5 m lokalisiert.

Die Vegetation im Umfeld von *Cerastium subtetrandrum* wurde mit (15) relativ kleinen Aufnahmen dokumentiert, die in etwa der Fläche der Ameisenhügel entsprechen (0,1–0,15 m²). Wegen der geringen Größe der Aufnahmen war nur eine qualitative Vegetationsanalyse möglich.

4.3. Vegetationsaufnahmen und Standorteigenschaften

Vegetationsaufnahmen, Biomassernte sowie Entnahme von Bodenproben fanden Ende Juli bis Mitte August 2008 statt. Die Vegetation der 73 Aufnahmeflächen wurde nach den NOVANA-Richtlinien aufgenommen (FREDSHAVN et al. 2007). Diese erfolgte in drei Schritten nach der Pin-Point-Methode (KENT & COKER 1992) mit Hilfe eines 0,5 m x 0,5 m Frequenzrahmens, der in neun Felder unterteilt war, so dass sich 16 Kreuzungspunkte ergaben.

Zuerst wurden alle Arten der Krautschicht an den Kreuzungspunkten registriert. Anschließend wurden alle weiteren Arten innerhalb des Rahmens notiert. Schließlich wurden in einem Radius von 5 m (78,5 m²) alle Arten notiert, die innerhalb des Rahmens nicht vorkamen. Außerdem wurde der Deckungsgrad der Kraut- und Mooschicht, der Anteil vegetationsfreien Bodens sowie von Steinen in Prozent geschätzt; zusätzlich wurde die Nutzungsform notiert. Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich bis nach MOSSBERG & STENBERG (2005), die der Pflanzengesellschaften nach PASSARGE (1964), DIERSCHKE (1997), BERG et al. (2001, 2004) und BURKART et al. (2004).

Zur Ermittlung der Vegetationshöhe wurde eine weiße Platte mit einer waagerechten, schwarzen Linie benutzt. Die Platte wurde an den vier Kanten des Frequenzrahmens so weit in die Vegetation eingeführt, bis die Linie zu 50 % bedeckt war. Nach der Aufnahme der Vegetation wurde die Biomasse innerhalb des Frequenzrahmens (0,25 m²) kurz über der Bodenoberfläche abgeschnitten (KENT & COKER 1992), und das Trockengewichtes nach 3 Tagen bei 70 °C bestimmt.

Bodenproben wurden aus den obersten 5 cm jeweils an den vier Ecken des Frequenzrahmens entnommen. Von der aus vier Proben erstellten Mischprobe wurde im Labor pH-Wert (in Wasser), Leitfähigkeit und Salinität ermittelt (RICHARDS 1947). Hierzu wurde eine wassergesättigte Paste hergestellt und mit Messelektroden der Firma Eijkelkamp (Multimeter 18.21) untersucht.

4.4. Datenauswertung – Klassifikation

Die Vegetations- und Umweltdaten wurden in Turboveg 2.73 (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001) eingegeben. Hierbei wurden die nicht-metrischen Frequenzdaten der Vegetationsaufnahmen in eine neunstufige Ordinalskala transponiert. Die Daten aus den Jahren 2004 und 2006 (30 NOVANA-Flächen) wurden ebenfalls in diese Datenbank überführt. Bei den Vegetationsdaten der kleinräumigen Aufnahmen mit *Cerastium subtetrandrum* wurde die „presence/absence“-Skala verwendet.

Zur Klassifizierung der Vegetationsdaten wurde TWINSpan for Windows, Version 2.3 (HILL 1979) als numerisches Verfahren gewählt (LEPŠ & ŠMILAUER 2003). Mit dieser Methode wurden Gruppen von Vegetationseinheiten gebildet (LEYER & WESCHE 2007). „Cut levels“ wurden in Übereinstimmung mit der in Turboveg verwendeten Skala gesetzt (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9). Aufnahmen, die mit TWINSpan nicht eindeutig klassifiziert werden konnten, wurden überprüft, aber nicht aus der Klassifikation entfernt (vgl. LEYER & WESCHE 2007). Zum besseren Überblick der TWINSpan-Klassifikation wurde ein Dendrogramm erstellt.

Zur weiteren Bearbeitung wurden die Daten nach JUICE 6.5.41 exportiert (TICHÝ 2002). Der TWINSpan-Algorithmus zur Berechnung der Indikatorarten benutzt nur die deutlichsten Arten. Zur Unterstützung dieser Ergebnisse wurden deshalb in synoptischen Tabellen die Differentialarten der einzelnen Einheiten (D_x) nach dem Kriterium der doppelten prozentualen Stetigkeit ermittelt (BERGMEIER et al. 1990). Arten mit einer Stetigkeit von >40 % wurden zur typischen Artenverbindung der Vegetationseinheiten zusammengestellt. Als Interpretationshilfe der ermittelten Einheiten wurde der Median der Zeigerwerte (L, F, R, N; ELLENBERG et al. 1992) berechnet. Die kleinräumigen Aufnahmen mit *Cerastium subtetrandrum* wurden ebenfalls in JUICE behandelt und mit denen außerhalb der Ameisenhaufen verglichen.

4.5. Datenauswertung – Ordination

Detrended Correspondence Analysis (DCA; HILL & GAUCH 1980) ordnet Vegetationsaufnahmen sowie die dazugehörigen Arten entlang von Umweltgradienten (CANOCO for Windows 4.5). Eine DCA wurde angewandt, da es sich um einen relativ langen Gradienten handelte (vgl. LEPŠ & ŠMILAUER 2003). Um ökologisch unbedeutende Variationen im Datensatz zu reduzieren, wurden seltene Arten, die nur wenig zur Erklärung des Datensatzes beitragen, herabgewichtet (KENT & COKER 1992). Die in die DCA einfließenden Umweltvariablen wurden unter Verwendung von Monte-Carlo-Permutationen in einer direkten Gradientenanalyse (CCA) auf ihre Signifikanz ($P < 0,05$) überprüft. Nominale Umweltvariablen wurden in Dummy-Variablen mit 0/1 Werten transformiert. Bei der weiteren Analyse wurden die Voreinstellungen von CANOCO verwendet. Um die mit TWINSpan ermittelten Vegetationseinheiten ökologisch zu interpretieren, wurden diese unter der Bildung von Klassen im Ordinationsdiagramm graphisch dargestellt (TREMPEL 2005).

Da von 30 Vegetationsaufnahmen entsprechende Daten aus den Jahren 2004 und 2006 vorlagen, konnte auch die zeitliche Veränderung der Vegetation untersucht werden. Dazu wurden nach einer DCA sogenannte Serien erstellt, bei denen jeder Plot im Diagramm als Zeitreihe dargestellt wird.

5. Ergebnisse

5.1. Vorkommen der Zielarten

Iris spuria ist mit nur einer Population auf Vestamager vertreten, und zwar im nordöstlichen Teil des Gebietes auf ehemaligen Inseln („Koklapperne“), die erst nach der Eindeichung Vestamagers Anbindung ans Festland erhielten. Auf einer Fläche von ca. 300 m² wurden auf beiden Seiten eines Entwässerungsgrabens neun Sprossgruppen gefunden. Der größte Teil dieser Population liegt auf der östlichen Seite des Grabens. Vier kleinere Gruppen mit nur wenigen Individuen wurden westlich des Grabens gefunden. Insgesamt wurden ca. 160 Pflanzen kartiert. Von diesen wiesen 80 % Beweidungspuren auf (Abb. 2 links), und alle Pflanzen waren steril. Auf derselben Fläche wurden 1992 noch 19 Gruppen mit ca. 330 Pflanzen kartiert, von denen sich sechs in Blüte befanden (CHRISTENSEN et al. 1993).

Etwa 200 m nordöstlich der *Iris spuria*-Population auf Vestamager befindet sich eine *Selinum dubium*-Population. Mit dem Beginn der Weidenutzung im Jahr 2000 wurde ein Teil der Population durch eine dreieckige, ca. 280 m² große Umzäunung von der Beweidung durch Rinder ausgeschlossen (Abb. 3 links). Die Beweidungsintensität zeigt sich deutlich an der Vegetationshöhe, die innerhalb ca. 35 cm und ausserhalb des Zaunes ca. 5 cm erreicht. Zur Blütezeit im September 2008 wurden innerhalb der Umzäunung ca. 70 blühende *Selinum dubium* gefunden. Außerhalb der Umzäunung blühte die Art nicht, und die maximale Höhe der Pflanzen betrug etwa 10 cm (Abb. 3 rechts). Die meisten Pflanzen standen an den für das Weidevieh weniger zugänglichen Stellen, wie etwa ehemaligen Granattrichtern.

Im südlichen Teil Vestamagers wurden insgesamt sechs Teilpopulationen von *Cerastium subtetrandrum* gefunden (Abb. 4). Die Zahl der Individuen auf den Ameisenhaufen variierte von eins bis sechs. Zum Kartierungszeitpunkt Anfang Juni befanden sich alle Pflanzen in Knospe oder Blüte; einige hatten bereits reife Kapseln entwickelt.

5.2. TWINSPAN-Klassifikation

Mit TWINSPAN wurde der Datensatz in acht Vegetationseinheiten unterteilt. Die Einheiten A, B, C, D, G und H wurden basierend auf drei Teilungsebenen ermittelt. Aus der Division der Gruppe 010 auf einer vierten Teilungsebene ergaben sich die Einheiten E und F (Abb. 5). Arten, die bei der Analyse eine klare Präferenz zeigten, wurden als „Indikatorarten“ interpretiert. Für die Einheiten A, B und C ist *Calamagrostis epigejos* Indikatorart, für die Einheit B ausserdem *Epilobium montanum*. Die Indikatorarten *Plantago major* und *Holcus lanatus* repräsentieren die Einheit D. Für die Einheit E wurden *Galium verum*, *Inula salicina*, *Medicago lupulina* und *Rumex crispus* als Indikatorarten ermittelt. *Juncus articulata*



Abb. 2: Links: Stark beweidete, kleinwüchsige und sterile *Iris spuria* (5–10 cm) auf Vestamager, Juni 2008 (Foto: C. Heimes). Rechts: Hochwüchsige und blühende *Iris spuria* (50–80 cm) auf einer schwach beweideten Partie der Insel Saltholm im Øresund, Juni 2009 (Foto: J. Kollmann).

Fig. 2: Left: Heavily grazed, small and sterile *Iris spuria* (5–10 cm) from Vestamager, June 2008 (Photo: C. Heimes). Right: Tall and flowering *Iris spuria* (50–80 cm) from an extensively grazed part of the island Saltholm (Øresund), June 2009 (Photo: J. Kollmann).



Abb. 3: Links: Umzäunung eines *Selinum dubium*-Bestandes. Die Pflanzen finden sich innerhalb und außerhalb der Umzäunung, dort jedoch vorwiegend am Rand der Granattrichter im Vordergrund (Foto: C. Heimes). Rechts: *Selinum dubium* unter Beweidung ausserhalb der umzäunten Fläche, September 2008 (Foto: J. Kollmann).

Fig. 3: Left: Exclosure of a *Selinum dubium* population on Vestamager. There are plants inside and outside the fence (Photo: C. Heimes). Right: Grazed *Selinum dubium* outside the fence, September 2008 (Photo: J. Kollmann).



Abb. 4: Links: Leicht gestörter Ameisenhaufen auf Vestamager. Rechts: *Cerastium subtetrandrum* in Blüte (Juni 2008; Fotos C. Heimes).

Fig. 4: Left: Slightly disturbed ant hill on Vestamager. Rechts: *Cerastium subtetrandrum* flowering (June 2008; Photos C. Heimes).

tus, *J. gerardii* sowie *Sagina nodosa* sind Indikatorarten der Einheit F. Die Einheiten G und H sind durch *Plantago maritima* und *Triglochin maritimum* gekennzeichnet. Einheit H differenziert sich von G durch *Cerastium subtetrandrum*.

5.3. Floristisch-standörtliche Differenzierung der Vegetationseinheiten

Die *Bolboschoenus maritimus*-Ges. (Vegetationseinheit A) zeichnet sich durch die Differentialarten (D_x) *Atriplex prostrata* und *Bolboschoenus maritimus* aus (Tab. 2). Daneben sind *Agrostis stolonifera* und *Phragmites australis* Teil dieser artenarmen Röhricht-Gesellschaft. Hauptsächlich durch Feuchte- und Nässezeiger gekennzeichnet, beträgt der Median

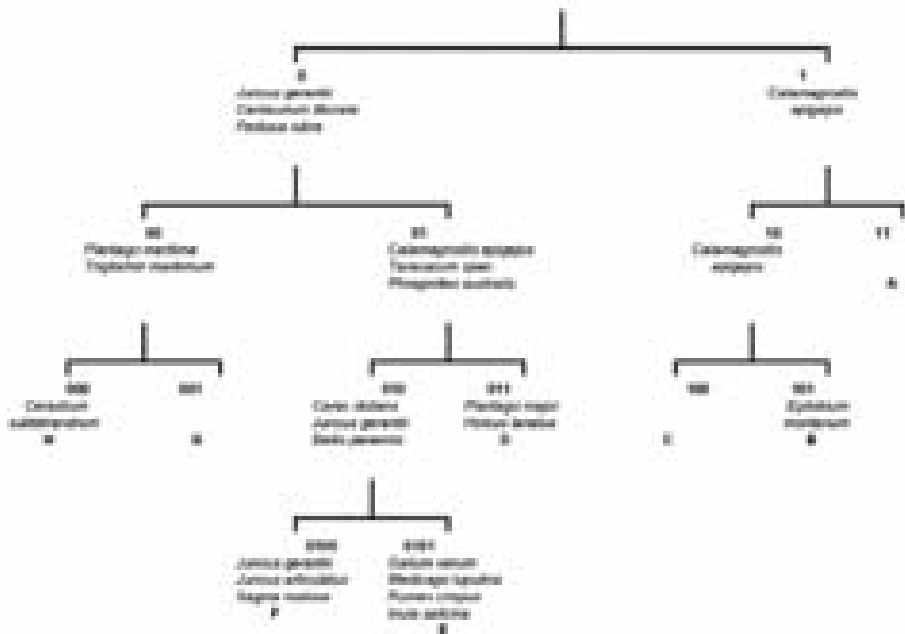


Abb. 5: TWINSpan-Ergebnisse des Küstengrünlands von Vestmager mit Angabe von Indikatorarten und Vegetationseinheiten (A–H).

Fig. 5: TWINSpan clustering of coastal grassland on Vestmager including indikator species and vegetation types (A–H).

Tabelle 1: Mittlere Artenzahl und Median ausgewählter Ellenberg-Zeigerwerte der Hauptvegetationseinheiten (A–H) des Küstengrünlands von Vestmager

Table 1: Average species numbers and median Ellenberg indicator values of the main vegetation types (A–H) of the coastal grassland of Vestmager

Vegetationseinheit	Aufnahmezahl	Mittl. Artenzahl	L	F	R	N
<i>Bolboschoenus maritimus</i> -Ges. (A)	1	4	7.5	8.5	7.0	6.0
<i>Epilobium montanum</i> -Ges. (B)	2	8	6,0	7.6	6.5	6.1
<i>Agrostis gigantea</i> -Ges. (C)	3	12	7.4	6.9	7.4	6.1
<i>Plantago major</i> -Ges. (D)	8	21	7.1	6.6	6.4	5.0
<i>Galium verum</i> -Ges. (E)	22	28	7.4	6.1	7.0	4.9
<i>Ophioglossum vulgatum</i> -Ges. (F)	23	24	7.5	6.7	7.1	4.9
<i>Glaux maritima</i> -Ges. (G)	6	16	7.6	6.7	7.3	4.7
<i>Cerastium subtetrandrum</i> -Ges. (H)	8	18	7.8	6.3	7.4	4.5

der Feuchtezahl dieser Gesellschaft 8 (Tab. 1). Der Median der Stickstoffzahl (6) deutet auf einen relativ nährstoffreichen Standort hin.

Die *Epilobium montanum*-Ges. (B) ist u. a. durch die Differentialarten *Calamagrostis canescens*, *Dryopteris carthusiana* und *Salix cinerea x caprea* gekennzeichnet. Bei den Aufnahmen dieser Einheit handelte es sich um unbeweidete, von *Calamagrostis epigejos* dominierte Flächen mit Gehölzaufwuchs. Dementsprechend setzt sich die Gesellschaft aus Arten mit geringem Lichtbedürfnis zusammen. Das Vorkommen von *Urtica dioica* deutet auf eine gute Stickstoffversorgung hin.

Ähnlich der vorigen wird auch die *Agrostis gigantea*-Ges. (C) von *Calamagrostis epigejos* dominiert. Im Gegensatz zur B, werden zwei von drei Aufnahmeflächen dieser Gesellschaft beweidet, was sich in einer höheren Lichtzahl (Tab. 1) und dem Vorkommen von Weidezeigern zeigt. In B fehlen die salztoleranten Arten der *Agrostis gigantea*-Ges. (z. B. *Carex distans* und *Trifolium fragiferum*).

Die *Plantago major*-Ges. (D) ist durch die Differentialarten *Epilobium palustre*, *Galium palustre* und *Plantago major* gekennzeichnet. Die durchschnittliche Artenzahl (21) dieser Gesellschaft ist relativ hoch. Eine geringere Stickstoffzahl unterscheidet diese Gesellschaft ebenfalls von den Einheiten A–C (Tab. 1). Neben den Differentialarten gehören u. a. *Carex otrubae*, *Juncus articulatus* und *Lotus tenuis* zur typischen Artenverbindung der Gesellschaft (Tab. 2). Daneben sind mit geringerer Stetigkeit zahlreiche Arten gestörter Standorte wie *Atriplex prostrata*, *Gnaphalium uliginosum* und *Poa annua* vertreten. Das Vorkommen von *Alopecurus geniculatus*, *Juncus bufonius* und *Ranunculus flammula* deutet auf einen feuchten bis nassen Standort. Neben *Plantago major* sind die Überweidungszeiger *Potentilla anserina* und *P. reptans* Vertreter der *Plantago major*-Ges.

Die *Galium verum*-Ges. (E) ist u. a. durch die Differentialarten *Galium verum*, *Inula salicina*, *Medicago lupulina* und *Rumex crispus* (Tab. 2) charakterisiert und ist mit 28 Arten pro Aufnahme die artenreichste Einheit. Mit einer recht hohen Stetigkeit sind die salztoleranten Arten *Juncus gerardii*, *Lotus tenuis* und *Centaurium littorale* vertreten. Ebenfalls mit hoher Stetigkeit kommen Arten trockener bis frischer Standorte vor (z. B. *Achillea millefolium* und *Holcus lanatus*), während die Feuchtezahl vergleichsweise niedrig ist (Tab. 1). Daneben finden sich einige Arten (wechsel)feuchter Standorte (*Carex flacca*, *Inula britannica*).

Ophioglossum vulgatum, *Salix cinerea* und *Salix pentandra* kennzeichnen als Differentialarten die *Ophioglossum vulgatum*-Ges. (F). Diese umfasst den größten Teil der untersuchten Flächen und ist wie E relativ artenreich (24 Arten pro Aufnahme). Mit einer hohen Stetigkeit sind salztolerante Arten wie *Juncus gerardii*, *Trifolium fragiferum*, *Centaurium littorale* und *Sagina nodosa* vertreten. Im Vergleich zu E kommen Arten trockener oder wechselfeuchter Standorte in geringerer Stetigkeit vor (*Carex flacca*) oder fehlen (*Galium verum*, *Inula salicina*). Eine Stickstoffzahl von knapp fünf und das relativ konstante Vorkommen von *Ophioglossum vulgatum* deuten einen eher mageren Standort an (Tab. 1).

Die *Glaux maritima*-Ges. (G) unterscheidet sich durch die (teilweise seltenen) Differentialarten *Aira praecox*, *Armeria maritima* und *Glaux maritima*. Mit 16 Arten pro Aufnahme handelt es sich um eine artenarme Gesellschaft. Zur typischen Artenverbindung gehören *Agrostis stolonifera*, *Lotus tenuis*, *Sagina nodosa* und *Carex otrubae* (Tab. 2). Das Auftreten von *Glaux maritima*, *Plantago maritima* und *Triglochin maritimum* deutet an, dass diese Gesellschaft deutlich salzbeeinflusst ist.

Die *Cerastium subtetrandrum*-Ges. (H) hat die Differentialarten *Carex extensa*, *Odontites vulgaris* und *Spergularia salina* (Tab. 2) und zeigt etwa 14 Arten pro Aufnahme. Vertreten sind, wie in G, die Halophyten *Plantago maritima* und *Triglochin maritimum*; ihre Stetigkeit ist in dieser Vegetationseinheit jedoch höher. Weitere Arten dieser Einheit, die in der *Glaux maritima*-Ges. fehlen, sind *Cerastium subtetrandrum* und *Bupleurum tenuissimum*. Die *Cerastium subtetrandrum*-Ges. zeigt die niedrigste Stickstoffzahl der untersuchten Vegetationseinheiten (Tab. 1).

Die Vorkommen der drei Zielarten zeigen eine relativ klare Einordnung in die Vegetationseinheiten A–H: *Iris spuria* kommt in zwei Aufnahmen der *Galium verum*-Ges. vor, *Selinum dubium* in zwei der *Plantago major*-Ges. und einer der *Galium verum*-Ges., während *Cerastium subtetrandrum*, wie zu erwarten, ausschließlich in der *Cerastium subtetrandrum*-Ges. zu finden ist.

5.4. Gradienten im Untersuchungsgebiet

Die Bodenproben zeigten einen pH von 4,9–7,4, eine Leitfähigkeit von 102–13.200 μS und Salinität von 0–8,1 ‰. Zwei Drittel der Proben hatten einen pH-Wert im neutralen Bereich (pH \geq 6,5). Die Biomasse des Grünlandes schwankte zwischen 2 g und 736 g m^{-2} ,

Tabelle 2: Prozentuale Stetigkeiten typischer Arten der Vegetationseinheiten A–H (Stetigkeit >40 %; D_x, Differentialart). In der zweiten Spalte der Tabelle sind die Abkürzungen der in Abb. 7 aufgeführten Arten eingefügt

Table 2: Relative constancy of typical plant species of the vegetation types A–H (constancy >40%; D_x, differential species). The second column shows the abbreviated species names used in Fig. 7

Vegetationseinheit	Kürzel	A	B	C	D	E	F	G	H
Zahl der Aufnahmen		1	2	3	8	22	23	6	8
mittlere Artenzahl		4	8	12	21	28	24	16	18
D _A	<i>Atriplex prostrata</i>	100
	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	100
D _B	<i>Calamagrostis canescens</i>	.	50
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	50
	<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	50
	<i>Salix cinerea x caprea</i>	.	50
D _C	<i>Agrostis gigantea</i>	.	50	100
D _D	<i>Plantago major</i>	.	.	.	88
	<i>Galium palustre</i>	.	.	.	63
	<i>Epilobium palustre</i>	.	.	.	50
D _F	<i>Galium verum</i>	86	.	.	.
	<i>Inula salicina</i>	64	.	.	.
	<i>Medicago lupulina</i>	64	.	.	.
	<i>Rumex crispus</i>	55	.	.	.
	<i>Trifolium pratense</i>	45	.	.	.
	<i>Crataegus monogyna</i>	41	.	.	.
	<i>Cirsium palustre</i>	41	.	.	.
D _F	<i>Salix cinerea</i>	52	.	.
D _H	<i>Cerastium subtetrandrum</i>	100
	<i>Carex extensa</i>	88
	<i>Spergularia salina</i>	63
	<i>Odontites vulgaris</i>	50
	<i>Phragmites australis</i>	100	100	67	88	82	96	50	.
	<i>Agrostis stolonifera</i>	100	.	.	75	95	91	100	100
	<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	100	100	88	91	96	50	.
	<i>Lotus tenuis</i>	.	.	67	63	91	96	83	75
	<i>Juncus gerardii</i>	.	.	.	50	95	100	100	100
	<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	50	86	91	83	100
	<i>Carex distans</i>	.	.	67	.	73	96	83	75
	<i>Carex otrubae</i>	.	50	67	50	73	74	50	.
	<i>Trifolium fragiferum</i>	.	.	67	75	82	100	50	.
	<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	63	77	91	50	50
	<i>Centaurium littorale</i>	59	96	50	100
	<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	75	91	100	.	50
	<i>Juncus articulatus</i>	.	.	.	50	.	87	67	63
	<i>Bellis perennis</i>	86	70	.	50
	<i>Leontodon autumnalis</i>	45	.	50	50
	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	82	74	.	.
	<i>Prunella vulgaris</i>	50	70	.	.
	<i>Achillea millefolium</i>	73	.	.	50
	<i>Carex flacca</i>	59	43	.	.
	<i>Sagina nodosa</i>	83	67	.
	<i>Triglochin maritimum</i>	50	75
	<i>Plantago maritima</i>	67	100
	<i>Cirsium vulgare</i>	68	.	.	.
	<i>Betula pendula</i>	.	50
	<i>Epilobium parviflorum</i>	.	50
	<i>Urtica dioica</i>	.	50
	<i>Potentilla reptans</i>	.	.	.	50
	<i>Sagina procumbens</i>	.	.	.	50
	<i>Glaux maritima</i>	50	.
	<i>Cerastium fontanum</i> ssp. <i>vulgare</i>	45	.	.	.
	<i>Poa pratensis</i>	45	.	.	.

wobei die unbeweideten Flächen die höchsten Werte hatten (120–736 g m⁻²), fast ausschließlich mit Gräsern. Der Anteil der Kräuter an der Biomasse war auf allen Flächen gering (10 g m⁻²), und nur auf drei beweideten Flächen fanden sich Gehölze mit 2–112 g m⁻².

Das Ordinationsdiagramm der DCA ergibt eine klare Differenzierung der Vegetationseinheiten (Abb. 6). Die zu einer Einheit gehörenden Aufnahmen liegen auch im Diagramm meist dicht beieinander. Vegetationseinheit A, mit nur einer Aufnahme, ist im unteren linken Bereich des Diagrammes platziert. In der Mitte der zweiten Achse sind die Einheiten B, C und D angeordnet. Die mit der größten Zahl an Aufnahmen vertretenen Vegetationsein-

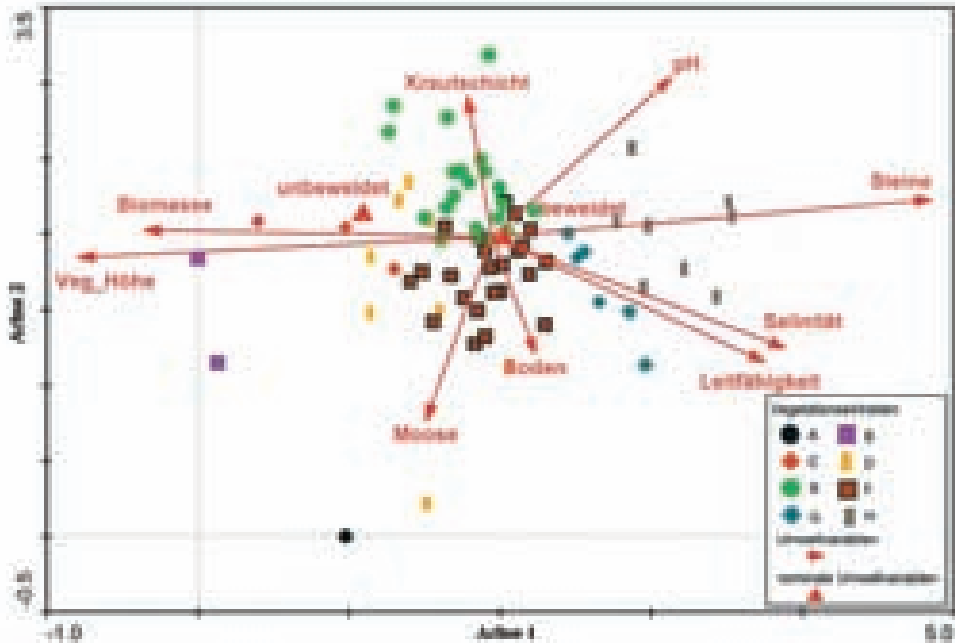


Abb. 6: Indirekte Gradientenanalyse (DCA) der Aufnahmen mit den erfassten Umweltvariablen. Die Aufnahmen wurden entsprechend der in TWINSpan ermittelten Vegetationseinheiten den Gruppen A–H zugeordnet. Eigenvalues: Achse 1, 0,30; Achse 2, 0,18. Abkürzungen der Umweltvariablen: beweidet: beweidete Aufnahmeflächen; Biomasse: Trockenbiomasse der Probeflächen; Krautschicht: Deckung der Krautschicht; Leitfähigkeit: Leitfähigkeit der Bodenproben; Moose: Deckung Moos-schicht; pH: Reaktion Bodenproben; Salinität: Salinität Bodenproben; Steine: Deckung Steine; unbeweidet: unbeweidete Aufnahmeflächen; Veg_Höhe: mittlere Höhe der Vegetation.

Fig. 6: Indirect gradient analysis (DCA) including environmental variables. The relevés were assigned to the TWINSpan vegetation types (A–H). Eigenvalues: axis 1, 0.30; axis 2, 0.18. Abbreviations: beweidet: grazed plots; Biomasse: dried biomass; Krautschicht: cover herb layer; Leitfähigkeit: conductivity of soil samples; Moose: cover moss layer; pH: soil reaction; Salinität: salinity soil samples; Steine: cover stones; unbeweidet: ungrazed plots; Veg_Höhe: vegetation height.

heiten E und F sind in der Mitte der ersten Achse lokalisiert, dabei sind die Aufnahmen der Vegetationseinheit E in der oberen Hälfte der zweiten Achse, die der Vegetationseinheit F in der unteren Hälfte der zweiten Achse zu finden. Im rechten Bereich des Diagrammes sind die Einheiten G und H angeordnet, wobei die Vegetationseinheit H im oberen Bereich der ersten Achse positioniert ist.

Die erste Achse erklärt 30 % der Varianz im Datensatz und die zweite 18 %. Als signifikante Variablen wurden mit dem Monte-Carlo Permutationstest bei einem Signifikanzniveau von 95 % Vegetationshöhe, Biomasse, Deckungsgrad Moos-schicht, Steine, offener Boden, pH-Wert, Leitfähigkeit und Beweidung (beweidet/unbeweidet) ermittelt. In einer direkten Gradientenanalyse (CCA; nicht abgebildet) erklären sie 71 % der Variabilität des Datensatzes, wobei Deckungsgrad Steine und Vegetationshöhe zusammen bereits 33 % beitragen. Vegetationshöhe und Biomasse sind negativ mit der ersten Achse und dem Deckungsgrad Steine korreliert. Negativ korreliert sind pH-Wert und Deckungsgrad Moos-schicht. Eine positive Korrelation zeigen Leitfähigkeit und Salinität.

Das Ordinationsdiagramm (Abb. 7) zeigt die Anordnung der Arten mit den Umweltvariablen. Auf der linken Seite des Diagrammes finden sich, positiv mit der Vegetationshöhe und Biomasse korreliert, Gehölze wie *Betula pendula*, *Crataegus monogyna* und *Salix pentandra*; hohe Gräser wie *Agrostis gigantea*, *Calamagrostis epigejos* und *Phragmites australis*

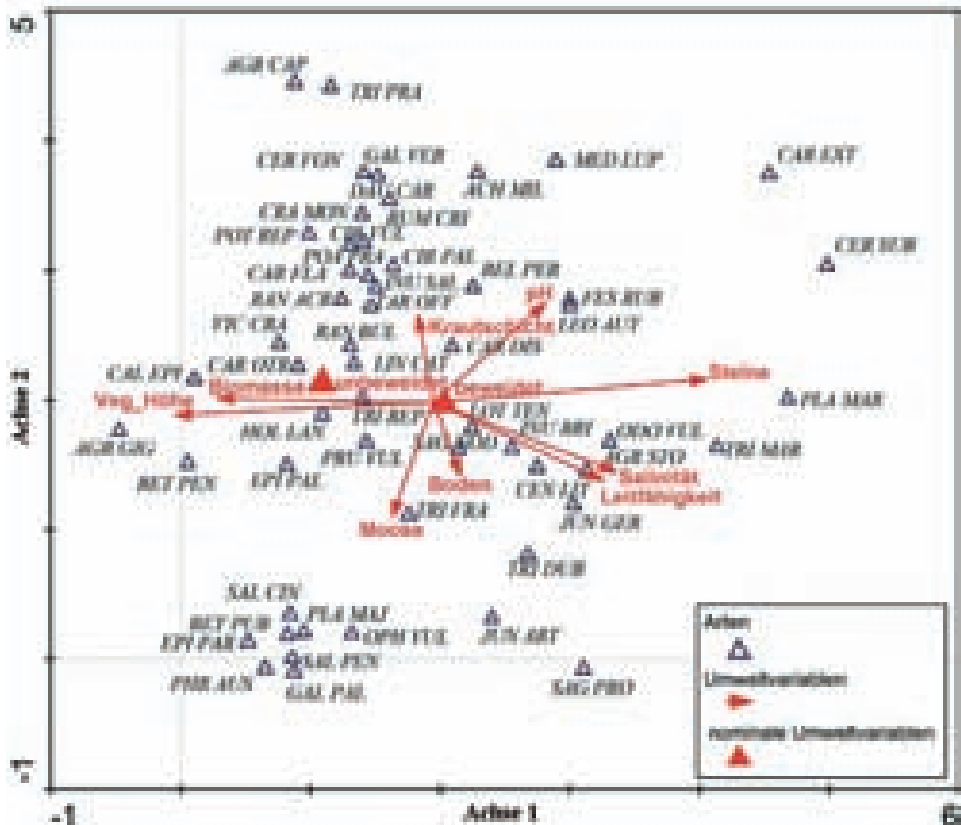


Abb. 7: Indirekte Gradientenanalyse (DCA) der Arten mit Umweltvariablen. Dargestellt sind 55 der 138 Arten. Eigenvalues: Achse 1, 0,30; Achse 2, 0,18. Abkürzungen der Arten in Tab. 2; Abkürzungen der Umweltvariablen in Abb. 6.

Fig. 7: Indirect gradient analysis (DCA) of 55 (out of 138) plant species. Eigenvalues: axis 1, 0.30; axis 2, 0.18. Abbreviations of species in Table 2, of environmental variables in Fig. 6.

sind ebenfalls in diesem Bereich angeordnet. Auf der rechten Seite des Diagrammes stehen, positiv mit Deckungsgrad Steine korreliert, überwiegend salztolerante Arten wie *Carex extensa*, *Plantago maritima* und *Triglochin maritimum*. Entlang der zweiten Achse sind im unteren Bereich vorwiegend Arten feuchter bis nasser Standorte angeordnet (*Galium palustre*, *Juncus articulatus*, *Ophioglossum vulgatum*). Arten, die häufig auf frischen bis mäßig trockenen Standorten vorkommen, sind im oberen Bereich der zweiten Achse zu finden (*Achillea millefolium*, *Daucus carota*, *Medicago lupulina*). Die erste Achse entspricht einem von links nach rechts zunehmendem Salinitätsgradienten in Verbindung mit steigender Beweidung, die zweite Achse einem Feuchtegradienten.

5.5. Ordination der Aufnahmen aus verschiedenen Jahren

Für 30 der 73 Aufnahmen aus dem Jahr 2008 konnte auf entsprechende Daten von 2004 und 2006 zurückgegriffen werden (FAGDATACENTER FOR BIODIVERSITET OG TERRESTRISK NATUR 2008). Obwohl es sich dabei um eine relativ kurze Zeitspanne handelt, schien es in Anbetracht von geänderten Naturpflegemaßnahmen in diesem Zeitraum sinnvoll, die Aufnahmen als Zeitreihen darzustellen (Abb. 8).

Die meisten Aufnahmen zeigen eine Entwicklung in eine einheitliche Richtung. Während die Aufnahmen von 2004 zum größten Teil im rechten bis mittleren Bereich des Dia-

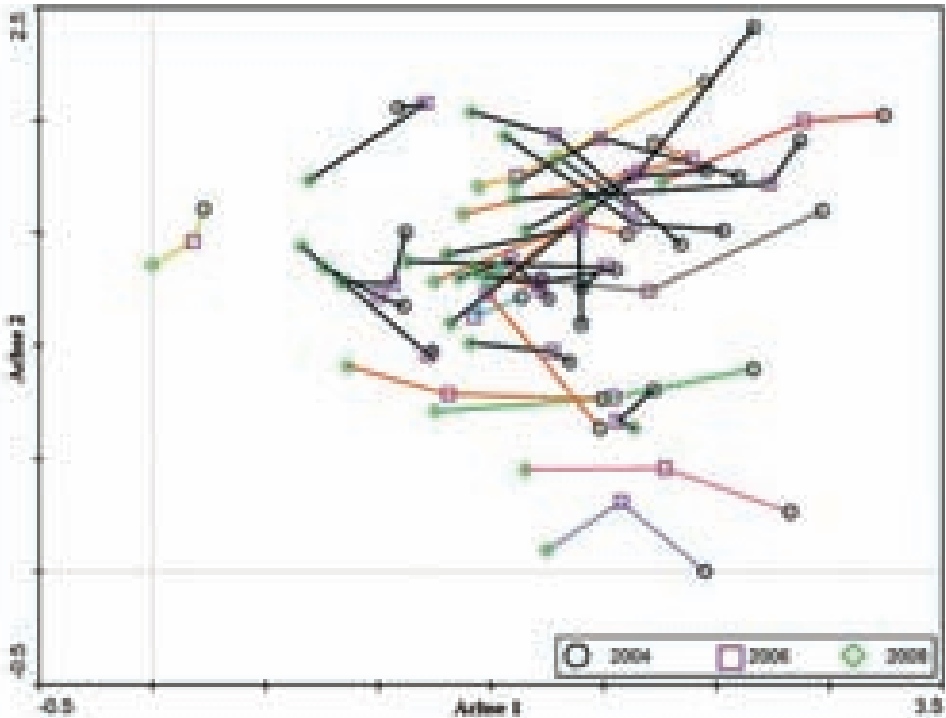


Abb. 8: Indirekte Gradientenanalyse (DCA) von 30 Aufnahmen. Dargestellt sind Zeitreihen von 2004, 2006 und 2008, mit Ausnahme einer Aufnahme (nur 2006 und 2008). Eigenvalues: Achse 1, 0,26; Achse 2, 0,20.

Fig. 8: Indirect gradient analysis (DCA) of 30 relevés showing time series from 2004, 2006 und 2008, except one relevé (only 2006 and 2008). Eigenvalues: Achse 1: 0.26; Achse 2: 0.20.

grammes platziert sind und eine breite Streuung entlang der zweiten Achse aufweisen, findet sich die Mehrheit der Aufnahmen von 2008 relativ nah beieinander im mittleren bis linken Bereich des Diagrammes. Aufnahmen von 2008 zeigen folglich eine größere floristische Ähnlichkeit als die von 2004. Betrachtet man alle Aufnahmeflächen, so nimmt die mittlere Frequenz von *Calamagrostis epigejos* von 2004 bis 2008 ab. Verglichen mit 2004 bzw. 2006 zeigen auch *Salix cinerea* und *Betula pendula* eine geringere Abundanz im Jahr 2008. Im Gegensatz dazu sind *Juncus gerardii* und *Agrostis stolonifera* 2008 mit einer höheren Frequenz vertreten. Die Gesamtartenzahl war 2004 (104) und 2008 (100) niedriger als 2006 (146 Arten).

5.6. Vegetation der Ameisenhaufen

Die Vegetation der Ameisenhaufen unterscheidet sich von den umgebenden Flächen (Abb. 4 links, Tab. 3). Neben *Cerastium subtetrandrum* zeigen *Bupleurum tenuissimum*, *Plantago coronopus*, *Sagina nodosa* und *S. procumbens* eine höhere Stetigkeit auf diesem Kleinstandort. Diese Arten kommen zumeist auf wärmeren und mageren Standorten vor. *Carex distans*, *Lotus tenuis* und *Triglochin maritimum*, die für feuchte bis nasse Standorte typisch sind, kommen auf den Ameisenhaufen nicht vor. Auf den umgebenden Flächen hingegen sind sie mit einer Stetigkeit von $\geq 38\%$ vertreten. Die Bodenfeuchte betreffend eher indifferente Arten wie *Festuca rubra* und *Juncus gerardii* sind sowohl auf den Ameisenhaufen als auch auf den umgebenden Flächen mit ähnlicher Stetigkeit vertreten.

Tabelle 3: Stetigkeiten der Arten auf Ameisenhügeln (15 Aufnahmen) und umgebenden Flächen (8 Aufnahmen)

Table 3: Frequency of plant species on ant hills (15 relevés) and surrounding grassland (8 relevés)

	Stetigkeit (%)	
	Ameisenhaufen	außerhalb
<i>Cerastium subtetrandrum</i>	100	0
<i>Juncus gerardii</i>	93	100
<i>Festuca rubra</i>	93	100
<i>Agrostis stolonifera</i>	93	100
<i>Plantago maritima</i>	67	100
<i>Sagina procumbens</i>	60	38
<i>Centaureum littorale</i>	47	100
<i>Achillea millefolium</i>	33	38
<i>Holcus lanatus</i>	27	50
<i>Plantago coronopus</i>	27	13
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	27	0
<i>Trifolium repens</i>	20	50
<i>Galium verum</i>	20	25
<i>Trifolium dubium</i>	20	13
<i>Medicago lupulina</i>	20	13
<i>Carex extensa</i>	7	88
<i>Leontodon autumnalis</i>	7	50
<i>Bellis perennis</i>	7	50
<i>Carex flacca</i>	7	38
<i>Trifolium fragiferum</i>	7	25
<i>Daucus carota</i>	7	13
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	7	13
<i>Sagina nodosa</i>	7	0
<i>Hieracium pilosella</i>	7	0
<i>Triglochin maritimum</i>	0	75
<i>Lotus tenuis</i>	0	75
<i>Carex distans</i>	0	75
<i>Spergularia salina</i>	0	63
<i>Juncus articulatus</i>	0	63
<i>Odontites vulgaris</i>	0	50
<i>Salicornia europaea</i>	0	38
<i>Glaux maritima</i>	0	38
<i>Aster tripolium</i>	0	25
<i>Rumex crispus</i>	0	13
<i>Phragmites australis</i>	0	13
<i>Inula britannica</i>	0	13
<i>Festuca pratensis</i>	0	13
<i>Crataegus laevigata</i>	0	13
<i>Centaurea jacea</i>	0	13

6. Diskussion

6.1. Pflanzensoziologische Zuordnung der Vegetationseinheiten

6.1.1. Großseggenrieder und Röhrichte

Optimal ausgebildete Brackwasserröhrichte kommen im Hydrolitoralbereich an unbeweideten, geschützten Küstenlinien vor (DIERBEN 1996). Im Gebiet ist das *Bolboschoenetum maritimi* Van Langendonck 1931 im Verlandungsbereich im Süden des Gebiets ausgebildet und durch die artenarme *Bolboschoenus maritimus*-Ges. (A) repräsentiert. Durch Beweidung und Tritt stark gestört, ist diese Gesellschaft nicht optimal ausgebildet. In den lichten Beständen erreicht *Bolboschoenus maritimus* nur eine Höhe von 40 cm, während unter optimalen Bedingungen bis zu 1 m möglich sind (HROUDOVÁ et al. 2007). Neben der Beweidung ist möglicherweise die sommerliche Austrocknung der relativ schwach entwickelten Böden ein Grund für die geringe Wuchshöhe. Die begleitenden Arten *Agrostis stolonifera* und *Phragmites australis* deuten auf einen Übergang zu *Agrostis*-Flutrasengesellschaften hin (DIERBEN 1996).

6.1.2. Ruderalgesellschaften

Die *Epilobium montanum*-Ges. (B) sowie die *Agrostis gigantea*-Ges. (C) sind *Calamagrostis epigejos*-dominierte Ruderalgesellschaften, die durch geringe oder fehlende Beweidung gekennzeichnet sind. *Artemisietea vulgaris*-Gesellschaften entwickeln sich auf brachgefallenen Flächen oder treten im Rahmen natürlicher Sukzession als Folgegesellschaften früher Sukzessionsstadien an der Ostseeküste auf (BERG et al. 2004). Die *Agrostis gigantea*-Ges. ist innerhalb der Ordnung *Rubo caesii-Calamagrostietalia epigeji* Dengler & Wollert in Dengler et al. 2003 der Zentralassoziation *Rubo caesii-Calamagrostietum epigeji* Coste 1985 zuzuordnen. Neben *Calamagrostis epigejos* kommen *Phragmites australis* und *Vicia cracca* als Differentialarten der Ordnung sowie *Galium mollugo* und *Holcus lanatus* als Differentialarten der Assoziation vor.

Die *Epilobium montanum*-Ges. unterscheidet sich von der *Agrostis gigantea*-Ges. durch das Auftreten von Gehölzen (*Salix spec.*, *Betula spec.*) sowie krautigen Arten, die hauptsächlich in Wäldern vorkommen (*Dryopteris filix-mas*, *Calamagrostis canescens*). Die *Epilobium montanum*-Ges. ist im Gebiet ausschließlich auf unbeweideten Flächen zu finden und kann als Übergang des *Rubo caesii-Calamagrostietum epigeji* zu einem Birken-Weiden-Pionierwald bezeichnet werden. Pflanzensoziologisch kommt diese Vorwaldgesellschaft der von BERG et al. (2004) beschriebenen *Epilobium montanum-Scrophularia nodosa*-Ges. innerhalb des *Atropion bella-donnae* Aichinger 1933 nah.

6.1.3. Epilitorale Weidegesellschaften

Nicht oder nur leicht salzbeeinflusste Weiderasen, repräsentiert durch die *Galium verum*-Ges. (E) sowie die *Ophioglossum vulgatum*-Ges. (F), sind den *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937 zuzuordnen. Die in DIERSCHKE (1997) genannten Klassencharakterarten, *Holcus lanatus*, *Prunella vulgaris* und *Trifolium repens*, sind stete Arten beider Gesellschaften. Daneben sind *Lathyrus pratensis*, *Poa pratensis*, *Ranunculus acris* und *Vicia cracca* vertreten. Innerhalb der *Arrhenatheretalia* Tx. 1931 gehören die Gesellschaften zum *Cynosurion cristati* Tx. 1947, angezeigt durch *Crepis capillaris*, *Lolium perenne* und *Plantago major*.

Die Gliederung des *Cynosurion cristati* in Assoziationen ist nicht abschließend geklärt. DIERSCHKE (1997) fasst alle Fettweiden im *Cynosuro-Lolietum* als Zentralassoziation zusammen (der korrekte Name ist *Lolio perenni-Cynosuretum cristati* Tx. 1937). Diese Gesellschaft ist weit verbreitet und bezeichnet intensiv genutztes Weidegrünland. Sie tritt jedoch auch, wie auf Vestamager, als epilitorales Grünland im Kontakt zu Salzrasen auf (DIERBEN 1996). Als schwache Charakterart gilt *Leontodon autumnalis*, der besonders in der *Galium verum*-Ges. als stete Art vorkommt. Sowohl die *Galium verum*- als auch die *Ophioglossum vulgatum*-Ges. sind aufgrund von *Hypochaeris radicata*, *Galium verum* und *Ophioglossum vulgatum* zu einer mageren Ausbildung des *Lolio-Cynosuretum* zu zählen. Angesichts der hohen Stetigkeit von *Juncus gerardii* können die Bestände zum *L.-C. juncetosum gerardii* gestellt werden.

Trotz der gemeinsamen floristischen Grundstruktur der *Galium verum*- und der *Ophio-glossum vulgatum*-Ges. gibt es feuchtebedingte Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Die *Galium verum*-Ges. ist durch eine höhere Stetigkeit von Arten frischer bis mäßig trockener Standorte, wie *Achillea millefolium*, *Galium verum* und *Medicago lupulina*, gekennzeichnet. Es handelt sich also um eine (wechsel)trockene Ausbildung des *Lolio-Cynosuretum* mit Arten, die zu Halbtrockenrasen vermitteln, wie z. B. *Ranunculus bulbosus*, *Inula salicina* und *Centaurea jacea* (vgl. RODENBORG 1976). Im dänischen Sprachraum wird dieser Vegetationstyp als „Overdrev“ bezeichnet. Dieser Begriff umfasst grasdominierte, magere Vegetationstypen auf nicht staunassen Böden, die beweidet werden (BRUUN & EJRNÆS 1998) und „mesophilen Magerweiden“ entsprechen. In küstennahen Bereichen ist salzgeprägte Overdrev-Vegetation in der Epilitoralzone im Anschluss an Salzrasen angesiedelt (VESTERGAARD 2000).

Die *Ophio-glossum vulgatum*-Ges. ist durch Arten feuchter Standorte charakterisiert. Hier treten vermehrt Arten der *Molinietalia caeruleae* Koch 1926 auf. Gehölzaufwuchs besteht hauptsächlich aus *Salix*-Arten im Gegensatz zur trockeneren Ausbildung des *Lolio-Cynosuretum*, wo *Crataegus*-Arten vorkommen. An stärker beweideten und durch Tritt gestörten Stellen kommen Arten der Flut- und Trittrasen hinzu, wie z. B. *Sagina nodosa* und *S. procumbens*. Die Gesellschaft steht dem *Lolio-Cynosuretum lotetosum* nahe (DIERSCHKE 1997).

6.1.4. Flut- und Trittrasengesellschaften

Auf nährstoffreicheren, feuchten Überschwemmungsstandorten mit lehmig-tonigen Böden können sich Flut- und Trittrasen entwickeln (*Potentillo-Polygonetalia* Tx. 1947). Von anderen Gesellschaften feuchter bis nasser Standorte unterscheiden sich diese durch größere Schwankungen im Grundwasserstand und intensivere Nutzung (DIERBEN 1996). Im Gebiet wird dieser Vegetationstyp, der im Gegensatz zum *Lolio-Cynosuretum* an staunassen Standorten vorkommt, durch die *Plantago major*-Ges. (D) repräsentiert. Innerhalb der *Potentillo-Polygonetalia* kann die Gesellschaft einem weitgefassten *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* Tx. 1937 zugeordnet werden, das sich neben *Alopecurus geniculatus* durch nässe-tolerante Störungszeiger wie *Juncus articulatus* und *Ranunculus flammula* auszeichnet (VOß 2001). Offene Störstellen, die durch Beweidung und Tritt entstehen, werden von kurzlebigen Pionierarten der *Bidentetea tripartitae* Tx. et al. in Tx. 1950 und *Isoëto-Nanojuncetea* Br.-Bl. et Tx. 1943 besiedelt, wie z. B. *Rorippa palustris*, *Ranunculus sceleratus* und *Juncus bufonius*.

6.1.5. Salzrasengesellschaften

Im südwestlichen Teil des Gebietes, repräsentiert durch die *Glaux maritima*-Ges. (G) sowie die *Cerastium subtetrandrum*-Ges. (H), nimmt der Anteil der Halophyten zu. Diese beiden Vegetationseinheiten sind den *Juncetea maritimi* Tx. & Oberd. 1958 zuzuordnen. Die Klassencharakterarten *Glaux maritima*, *Juncus gerardii*, *Plantago maritima* und *Triglochin maritimum* sind in beiden Gesellschaften mit hoher Stetigkeit vertreten. Die typische Zonierung der Salzwiesen innerhalb des Geolitorals in Abhängigkeit von der Überflutungshäufigkeit lässt sich in den eingedeichten Gesellschaften aufgrund der geringen Überflutungsdynamik nur schwer erkennen. Die für die unteren Salzrasen typische *Puccinellia maritima* wird aufgrund der geringen Salinität durch *Agrostis stolonifera* ersetzt (vgl. HÄRDTLE 1984). Im Allgemeinen sind die Salzwiesen der Ostseeküste mit schwachem Überflutungsregime und geringer Salinität im Vergleich zur Nordsee stärker nutzungsgeprägt. Sie sind durch langjährige Beweidung gekennzeichnet und bilden Ersatzgesellschaften, die sich bei Nutzungsaufgabe zu artenarmen Röhrichtern oder Quecken-Rotschwingelrasen entwickeln (DIERBEN 1996).

Die vorherrschende Gesellschaft der untersuchten Salzrasen ist das *Juncetum gerardii* Christiansen 1927 (HÄRDTLE 1984). Die *Glaux maritima*-Ges. ist tendenziell weniger salzbeeinflusst als die *Cerastium subtetrandrum*-Ges.; hier treten vermehrt Glykophyten hinzu. Die *Cerastium subtetrandrum*-Ges. umfasst neben dem typischen *Juncetum gerardii* Ausprägungen, deren floristische Differenzierung hauptsächlich auf Feuchtigkeits- und Beweidungsunterschieden beruht. An den feuchteren Stellen kommen *Salicornia europaea* und

Spergularia salina hinzu, an weniger beweideten Stellen können sich empfindlichere Arten wie *Carex extensa* etablieren (HÄRDLE 1984).

Innerhalb der *Glaux maritima*-Ges. ist die Vegetation der Ameisenhaufen gesondert zu betrachten. Dieser Standort wird bevorzugt von Therophyten besiedelt. Floristisch und standortökologisch kommt diese Vegetation dem *Centaurio vulgaris-Saginetum moniliformis* Diemont et al. 1940 nah, das für den Übergangsbereich zwischen Salzwiesen und Dünen oder Sandtrockenrasen charakteristisch ist (BERG et al. 2004). Als Verbandscharakterarten kommen *Sagina nodosa* und *Plantago coronopus* vor sowie *Centaureum littorale* als Assoziationscharakterart.

6.2. Nutzungs- und Standortfaktoren im Untersuchungsgebiet

Die Ergebnisse der Gradientenanalyse zeigen, dass für die Vegetation auf Vestamager im Wesentlichen drei Faktoren bestimmend sind. Der stärkste Faktor ist ein Salzgradient (vgl. Abb. 7); die Variablen „Salinität“ und „Leitfähigkeit“ sind freilich entweder nicht signifikant oder besitzen nur einen geringen Erklärungswert. Dies ist jedoch auf die Variable „Deckungsgrad Steine“ zurückzuführen, die bereits 15 % der gesamten Varianz erklärt. Positiv mit Leitfähigkeit und Salinität korreliert, setzt sie die Bedeutung dieser Variablen herab. Der „Deckungsgrad Steine“ kann jedoch als indirekte Variable für den Salzgehalt betrachtet werden. Die Steinblöcke sind Produkte vergangener Erosion von Moränenmaterial in Flachwassergebieten (VESTERGAARD 2000) – mit zunehmender Küstennähe steigt also ihre Häufigkeit. Auf den nicht salzbeeinflussten Flächen wurden keine Steine gefunden, während auf 70 % der Flächen mit Salzrasenvegetation Steine auftraten. Der Schwerpunkt typischer Salzrasenarten auf der rechten Seite des Ordinationsdiagrammes bestätigt einen Salzgradienten im Zusammenhang mit der ersten Achse. Mit abnehmender Salinität nimmt die Bedeutung der Beweidung zu. Repräsentiert durch die Variablen „Biomasse“ und „Vegetationshöhe“, ist der Weideeinfluss negativ mit der ersten Achse korreliert. Bei geringer Beweidung nimmt die Vegetationshöhe zu, und das niedrigwüchsige *Lolio-Cynosuretum* wird durch hohe Gräser und Gehölze ersetzt, die auf der linken Seite des Diagrammes angeordnet sind.

Die Verteilung von Arten mäßig frischer bis trockener Standorte im oberen Bereich des Diagrammes und Arten feuchter Standorte im unteren Bereich lassen auf einen Feuchtegradienten entlang der zweiten Achse schließen. Der Deckungsgrad der Moose, der im Untersuchungsgebiet mit der Bodenfeuchte zunimmt, ist schwach negativ mit der zweiten Achse korreliert.

6.3. Vegetationsentwicklung im Untersuchungsgebiet

Ein Vergleich der Aufnahmen von 2004, 2006 und 2008 zeigt die jüngste Vegetationsentwicklung auf Vestamager. Obgleich es sich dabei um einen für Sukzessionsprozesse vergleichsweise kurzen Zeitraum handelt, lassen sich Tendenzen einer gerichteten Vegetationsveränderung erkennen. *Calamagrostis epigejos* und Gehölzarten zeigen einen Rückgang, von dem besonders *Agrostis stolonifera* und *Juncus gerardii*, aber auch *Leontodon autumnalis*, *Lotus tenuis* und *Trifolium fragiferum* profitieren. Die Entwicklung scheint also zugunsten von Arten der höheren Salzrasen und salzgeprägter Magerweiden zu verlaufen. Ausgesprochene Halophyten wie *Glaux maritima* und *Triglochin maritimum* sind jedoch mit annähernd gleicher Stetigkeit vertreten. Eine deutliche Sukzession ist im Epilitoral festzustellen, wo nicht die Salinität, sondern Beweidung bestimmender Faktor ist.

Während sich die Salinitätsverhältnisse im betrachteten Zeitraum nur unbedeutend verändert haben, wurde die Beweidung auf Vestamager in den vergangenen Jahren intensiviert (SKOV- OG NATURSTYRELSEN 2000, Sven Norup, pers. Mitt. 2009). Der Anteil der beweideten Flächen ist seit Beginn der Beweidung 1991 kontinuierlich erhöht worden, 2005 noch einmal von 0,5 auf 1,0 Großtiereinheit ha⁻¹. Zusätzlich wurde 2007 und 2008 auf Teilflächen Gehölzaufwuchs entfernt. Die ergriffenen Pflegemaßnahmen beeinflussen die Vegetation. Beweidung fördert störungstolerante, ausdauernde Gräser und salztolerante Arten (JUTILA 1999). *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaften treten unter Beweidung zurück und werden durch das *Lolio-Cynosuretum juncetosum gerardii* ersetzt.

6.4. Vegetation und mögliche Veränderungen der Zielarten

6.4.1. *Iris spuria*

Auf Vestamager kommt *Iris spuria* in der mageren, wechsellrockenen Ausbildung des *Lolio-Cynosuretum* vor, auch wenn sie als „*Molinion*-Kennart“ gilt (OBERDORFER 2001). Ältere Quellen berichten von einer sich ausbreitenden Population auf Vestamager (CHRISTIANSEN & MOESLUND 1986). Erst in den letzten Jahren scheint sich der Bestand reduziert zu haben. Über die Situation von *Iris spuria* vor der Eindeichung Vestamagers gibt es keine genauen Angaben.

Der Vegetationstyp, mit dem der *Iris spuria*-Bestand auf Vestamager derzeit verbunden ist, bietet keine optimalen Bedingungen für ein Überleben der Population. Die Pflanzen werden durch Beweidung und Tritt geschädigt und können keine Blüten ausbilden. Bestenfalls ist eine vegetative Vermehrung über Rhizome möglich, die bei *Iris spuria* jedoch nur begrenzt vorkommt (HÖLZEL 2005) und durch Trittwirkung und eventuell Herausreißen ganzer Pflanzen negativ beeinflusst wird. Eine Ausbreitung der *Iris spuria*-Population auf angrenzende Flächen ist daher unter dem derzeitigen Beweidungsregime nicht zu erwarten.

Vor der Einführung der Beweidung zeigte *Iris spuria* eine interannuell schwankende, regelmäßige Blüte (CHRISTENSEN et al. 1993). Pflegemaßnahmen wurden für den damals unbeweideten Bestand nicht empfohlen (CHRISTIANSEN & MOESLUND 1986). Eine regelmäßige Beweidung mit der aktuellen Besatzdichte von 1,0 Großtiereinheit ha⁻¹ scheint für ein langfristiges Überleben auf Vestamager nicht geeignet zu sein. Die Reduzierung des Besatzes auf 0,5 Tiere ha⁻¹ könnte die Vitalität der Population erhöhen. Es besteht jedoch die Gefahr, dass durch Weideselektion die Differenzierung von stärker beweideten und nahezu ungenutzten Flächen gefördert wird (KÖLBEL et al. 1990). Eine Herabsetzung des Weidedrucks auf den *Iris spuria*-Flächen ist durch bloße Reduzierung der Besatzdichte nicht garantiert.

Denkbar ist eine Umzäunung des Bestandes, eine Maßnahme, die bereits bei einem Teil der *Selinum dubium*-Population auf Vestamager Erfolg zeigte. Die Ausbreitung über Diasporen ist bei *Iris spuria* aufgrund hoher Keimungs- und Etablierungsraten erfolgreich und scheint durch höhere Vegetation mit größerer Streuproduktion sogar gefördert zu werden (HÖLZEL 2005, DONATH et al. 2006). Ob nach einigen Jahren Beweidungsbedarf für diese Flächen besteht, ist durch eine Überwachung der Vegetationsentwicklung zu überprüfen. Eine einschürige späte Mahd ist wohl die für *Iris spuria* am besten geeignete Nutzung (BURKART et al. 2004). Sie ist allerdings kostenaufwändig und technisch auf Vestamager nicht realisierbar, da das Gelände für Maschinen unwegsam und nicht vollständig von Munition geräumt ist. Auf der relativ kleinen Fläche wäre auch Sensenmahd eine realistische Alternative.

6.4.2. *Selinum dubium*

Selinum dubium auf Vestamager ist an Flutrasen sowie die (wechsel)trockene Ausprägung des *Lolio-Cynosuretum* gebunden. Wie *Iris spuria* ist es eigentlich eine Wiesenart. Pflanzensoziologisch gehört sie dem *Deschampsion cespitosae* Horvati 1930 (Synonym *Cnidion dubii* Balátová-Tulácková 1966) an, in Mitteleuropa repräsentiert durch das *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* Passarge 1960, einer auf die großen Stromauen beschränkten Assoziation (BURKART et al. 2004). *Deschampsion*-Standorte zeichnen sich durch Wechselfeuchte aus, die im Sommer zu einer starken Austrocknung des Bodens führen kann (BURKART et al. 2004). Charakteristische *Deschampsion*-Arten kommen dabei eher auf sauren Böden vor (HÄRDITL et al. 2006).

Auf Vestamager kommt *Selinum dubium* nur auf der ausgezäunten Fläche zur Blüte, und die Anzahl der im Untersuchungsjahr erfassten Blütenstände war ähnlich der der vergangenen Jahren (CHRISTENSEN et al. 1993). Auf den beweideten Flächen sind vegetative Pflanzen bevorzugt im Randbereich von Granattrichtern zu finden. Diese Mulden werden weniger stark beweidet, was vermutlich das vermehrte Auftreten der Art erklärt. Übereinstimmend mit HÄRDITL et al. (2006) kommt *Selinum dubium* im Gebiet auf Standorten mit vergleichsweise niedrigem pH vor. Trotz der fehlenden Überschwemmungsdynamik scheinen die

abiotisch-standörtlichen Bedingungen, ähnlich *Iris spuria*, den Ansprüchen der Art zu genügen. Da *Selinum dubium* jedoch nur auf einer sehr kleinen Fläche zur Blüte kommt und der Etablierungserfolg der Samen gering ist (HÖLZEL 2005), ist eine generative Ausbreitung auf Vestamager nicht zu erwarten. Um zur Blüte zu gelangen, müssen die Pflanzen eine gewisse Größe erreichen (GEIBLER & GZIK 2008), was durch Beweidung negativ beeinflusst wird.

Im Gegensatz zu *Iris spuria* spielt die vegetative Ausbreitung durch Rhizome eine größere Rolle (vgl. HÖLZEL 2005). Vegetative Ausbreitung ist gegenüber Beweidung und Mahd weniger empfindlich, wodurch sich die Populationsgröße von *Selinum dubium* vermutlich auf einem überlebensfähigen Niveau hält (vgl. GEIBLER & GZIK 2008). Ob dies für den Bestand im Gebiet langfristig der Fall sein wird, ist zweifelhaft. Klar ist jedoch, dass *Selinum dubium* auf gemähten Flächen häufiger ist als auf beweideten (HÄRDTLE et al. 2006). Werden Brenndolden-Wiesen intensiv beweidet, gehen sie in Flutrasen oder artenarme Grünlandgesellschaften über (BURKART et al. 2003). Vor diesem Hintergrund sind die beweideten Flächen auf Vestamager als suboptimales Habitat zu betrachten.

Für *Selinum dubium* sind ähnliche Pflegemaßnahmen wie für *Iris spuria* zu empfehlen. Ein Überleben der Population auf Vestamager ist mit den eingezäunten Pflanzen sowie dem beweideten Bestand, der sich vermutlich durch vegetative Vermehrung aufrechterhält, unter den bestehenden Verhältnissen wahrscheinlich. Durch eine Erweiterung der Umzäunung, die zum jetzigen Zeitpunkt nur eine sehr kleine Fläche umfasst, könnten Populationsgröße und -dichte jedoch erhöht werden.

6.4.3. *Cerastium subtetrandrum*

Nahezu sämtliche Vorkommen von *Cerastium subtetrandrum* im Gebiet befinden sich auf Ameisenhaufen der Salzrasen. Deren Bewuchs differenziert sich von der umgebenden Vegetation (KING 1977) und kann im Küstengrünland als „Salzpionierrasen“ bezeichnet werden. Neben der Beweidung spielen Mikrostörungen durch die Ameisen eine Rolle (DREISIG & VESTERGAARD 2007). Insgesamt handelt es sich also um einen durch Störungen geprägten Standort, der kurzlebige Pionierarten wie *Cerastium subtetrandrum* begünstigt.

Es gibt kaum Literatur über die Gesellschaftszuordnung von *Cerastium subtetrandrum*. DIERBEN (1996) nennt die Art im Zusammenhang mit dem *Koelerion glaucae* Volk 1931. Unsere Aufnahmen legen dagegen eine pflanzensoziologische Bindung an die Salzrasen der *Juncetea maritimi* nahe und hier an das *Saginion maritimae*. Strukturell und floristisch am ähnlichsten ist das *Centauro vulgaris-Saginetum moniliformis* Diemont et al. 1940, dessen namengebende Arten *Centaureum litorale* und *Sagina nodosa* auf Vestamager mit *Cerastium subtetrandrum* assoziiert sind. Standörtlich gesehen sind Parallelen zwischen den Ameisenhaufen der Salzrasen und Sandtrockenrasen zu erkennen. Als annuelle Art, die früh innerhalb der Vegetationsperiode blüht und nach einer schnellen Samenreife abstirbt, ist *Cerastium subtetrandrum* gegenüber Beweidung unempfindlich und kann sich verhältnismäßig rasch auf gestörten Standorten ansiedeln.

Da die Art relativ unscheinbar und nur während eines kurzen Zeitraums kartierbar ist und Funde zudem oft taxonomisch unsicher sind, finden sich in der Literatur keine Angaben über die Größe der *Cerastium subtetrandrum*-Populationen auf Vestamager. Aussagen über die aktuelle Entwicklung sind daher nicht möglich. Potentielle Vorkommen sind mit zahlreichen Ameisenhaufen, zumindest im südlichen Teil Vestamagers, durchaus gegeben.

Cerastium subtetrandrum unterscheidet sich ökologisch deutlich von den anderen Zielarten. Während *Iris spuria* und *Selinum dubium* ausdauernde Arten der Wiesengesellschaften sind, besiedelt *Cerastium subtetrandrum* bevorzugt Standorte früherer Sukzessionsstadien. Nach dem Strategietypenkonzept von GRIME (2001) gehört *Cerastium subtetrandrum* als kurzlebige Art gestörter Standorte zu den Ruderalstrategen, während *Iris spuria* und *Selinum dubium* durch Langlebigkeit und Besiedlung von Standorten mit stabileren Umweltbedingungen zu den Konkurrenzstrategen zu zählen sind (vgl. KLOTZ et al. 2002). Damit verbunden ist eine unterschiedliche Reaktion der Arten auf Störungen wie Beweidung. Während *Iris spuria* und *Selinum dubium* durch Beweidung negativ beeinflusst werden, ist *Cerastium subtetrandrum* auf Vestamager indirekt von Beweidung abhängig.

Ameisenhaufen der Gelben Wiesenameise finden sich nur auf stark beweideten Flächen mit niedriger Vegetation. In höherer Vegetation ist das Mikroklima für die Ameisen zu kühl. Flächen, die lange Zeit intensiv beweidet wurden, zeichnen sich durch eine besonders hohe Ameisenhaufendichte aus (KING 1981). Dies trifft besonders für das südliche Vestamager zu, wobei hier neben der Beweidung auch die edaphischen Verhältnisse (sandiger Boden) förderlich sein dürften. *Cerastium subtetrandrum*-Populationen sind ungefährdet, solange die Ameisenhaufen erhalten bleiben. Daher ist eine Fortsetzung der Beweidung für den südlichen Teil Vestamagers wünschenswert. Für alle drei Zielarten wäre ein regelmäßiges Monitoring wünschenswert.

7. Schlussfolgerungen

Managementpläne für Naturschutzgebiete müssen sich fast immer mit einem Aufeinandertreffen verschiedener Interessen auseinandersetzen (LOCKWOOD et al. 2006). Eine Musterlösung, die allen Arten- und Lebensgemeinschaften gerecht wird, ist meist keine realistische Perspektive. Welche genauen Ziele angestrebt werden sollen, ist im Einzelfall zu entscheiden und hängt von den jeweiligen Leitlinien im Naturschutz ab. Dennoch sollte bei Naturschutzplanungen ein höchstmögliches Maß an Integrität der verschiedenen Ebenen angestrebt werden, um einen umfassenden Schutz zu erreichen (WALLISDEVRIES et al. 2002).

Mit der Aufgabe der Nutzung würde das Küstengrünland auf Vestamager durch Röhrichtvegetation in den niedrig gelegenen Bereichen und durch *Calamagrostis epigejos*-dominierte Hochstaudenfluren im Epilitoralbereich ersetzt, die sich langfristig zu einem lichten Birken-Eichen-Wald entwickeln, wie er im Südwestteil des Gebietes bereits anzutreffen ist.

Auf extensiv beweideten Flächen wirkt Beweidung oft ungleichmäßig, und eine Beurteilung der Nutzungsintensität über Besatzdichten wird nicht allen Flächen gleichermaßen gerecht (VOß 2001). Zudem ist der Effekt des Beweidungsfaktors von den jeweiligen Standortverhältnissen abhängig (BRUUN & EJRNÆS 1998). Für magere, trockene Flächen ist eine Beweidung mit 1,0 Großvieheinheit ha⁻¹ zu intensiv und führt langfristig zu einer Dominanz weidetoleranter Arten. BRUUN & EJRNÆS (1998) gehen auf trockenem Grasland bei einer Besatzdichte von 0,5 Jungtieren ha⁻¹ von einem moderaten Weidedruck aus; für Salzrasen werden ähnliche Dichten empfohlen (FRID & EVANS 1995). Bessere Informationen über die Beweidungsintensität könnten floristisch definierte Nutzungsstufen liefern (VOß 2001). Eine Reduzierung der Beweidung durch eine geringere Besatzdichte könnte zu einer strukturellen Diversifizierung der Landschaft, entsprechend dem Konzept der „halboffenen Weidelandschaft“ führen. Dieser Ansatz verfolgt eine Beweidung mit einer geringen Anzahl von Weidetieren auf großen Flächen, auf denen sich ein Mosaik aus intensiv beweideten Gebieten, Arealen mit höherer krautiger Vegetation, Säumen und Gehölzbereichen einstellt (VOß 2001). Um die Entwicklung von Dominanzbeständen von Arten wie *Calamagrostis epigejos* zu verhindern, ist auch eine ganzjährige Beweidung zu erwägen. Der Wasserstand im Gebiet sollte auf einem ausreichend hohen Niveau gehalten werden, um die Salzwiesenvegetation zu fördern und die Ausbildung von Dominanzbeständen zu hemmen (vgl. KIEHL 1997).

Eine halboffene Weidelandschaft mit größerer Strukturdiversität fördert empfindliche Arten wie *Iris spuria* und *Selinum dubium* sowie andere Hochstaudenarten. Hochstaudenfluren sind aus faunistischer Sicht positiv (SJÖDIN et al. 2008). Eine andere Möglichkeit zur Reduzierung der Beweidungsintensität wäre ein späterer Beginn der Beweidungsperiode, was auch aus ornithologischer Sicht befürwortet wird (AUSDEN & TREWEEK 1995). Dies scheint mit den Interessen der Viehhalter jedoch nur schwer vereinbar, da die Tiere aus anderen Landesteilen nach Vestamager gebracht werden. Eine Beweidung für einen kürzeren Zeitraum würde sich womöglich nicht lohnen. Das maschinelle Entfernen von Gehölzaufwuchs ist kritisch, da der Einsatz von Maschinen den Boden stört und Zersetzungsprozesse der abgestorbenen unterirdischen Biomasse zu lokaler Eutrophierung führen (BRUUN & EJRNÆS 1998). Darüberhinaus ist die Bedeutung von Gehölzen und Gebüsch als Strukturelement zu berücksichtigen. Von einer großflächigen Beweidung mit Schafen ist abzuraten, da diese die Vegetation sehr einheitlich abgrasen und zu Bodenverdichtung führen (GRANT

et al. 1996). Eine regelmäßige Beobachtung der Vegetationsentwicklung sollte jegliche Pflegemaßnahmen begleiten.

Trotz der Tatsache, dass Vestamager ein anthropogener Landschaftstyp ist, besitzt das Gebiet großen biologischen und rekreativen Wert, den es für zukünftige Generationen zu bewahren gilt. Bei der Erstellung von Nutzungsplänen sollte überlegt werden, welcher Grad an landschaftlicher Variation, der auf beweideten Flächen im Wesentlichen über die Besatzdichte reguliert wird (BAKKER 1985), erwünscht ist. Diese Entscheidung wiederum sollte sich an dem Konzept des integrierten Managements orientieren (RANWELL 1972, WALLIS-DEVRIES et al. 2002).

Danksagung

Sven Norup von der Wald- und Naturverwaltung des dänischen Umweltministeriums hat bei zahlreichen Fragen zur Naturpflege von Vestamager geholfen. Mikael Landt, Poul Evald Hansen und Jimmy Lassen von der Dänischen Botanischen Gesellschaft halfen beim Auffinden der Zielarten und stellten wichtiges Hintergrundwissen zur Verfügung. Ihnen allen sei herzlich gedankt.

Literatur

- AUSDEN, M. & TREWEEK, J. (1995): Grassland. – In: SUTHERLAND, W. J. & HILL, D. A. [Hrsg.]: Managing habitats for conservation. Cambridge University Press, Cambridge: 197–229.
- BAKKER, E. S., RITCHIE, M. E., OLFF, H., MILCHUNAS, D. G. & KNOPS, J. M. H. (2006): Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. – *Ecol. Lett.* 9: 780–788, Malden.
- BAKKER, J. P. (1985): The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. – *Vegetatio* 62: 391–398, Dordrecht.
- & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends Ecol. Evol.* 14: 63–68, London.
- BERG, C., DENGLER, D. & ABDANK, A. [Hrsg.] (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Tabellenband. – Weissdorn-Verlag, Jena: 341 S.
- , –, & ISERMANN, M. [Hrsg.] (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. – Weissdorn-Verlag, Jena: 606 S.
- BERGMEIER, E., HÄRDLE, W., MIERWALD, U., NOWAK, B. & PEPLER, C. (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. – *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein u. Hamburg* 20: 92–103, Kiel.
- BERNÁTSKY, J. & JANCHEN, W. (1910): Über *Iris spuria* L., *I. spathulata* Lam. und *I. subbarbata* Joó. – *Plant Syst. Evol.* 60: 335–343, Wien.
- BRAUCKMANN, H.-J., HEMKER, M., KAISER, M., SCHÖNING, O., BROLL, G. & SCHREIBER, K.-F. (1997): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. – *Veröff. PAÖ* 27: 1–158, Karlsruhe.
- BRUUN, H. H. & EJRNÆS, R. (1998): Overdrev – en beskyttet naturtype. – Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Gads Forlag, Kopenhagen: 222 S.
- BRUUS, M., DAMGAARD, C., EJRNÆS, R., FREDSHAVN, J. R., NIELSEN, K. E. & STRANDBERG, B. (2006): Terrestriske naturtyper 2005. NOVANA. – Faglig rapport DMU Nr. 596, Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg: 100 S.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & FARTMANN, T. [Hrsg.] (2004): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: *Molinietalia*. – Synopsis Pflanzengesell. Deutschlands 9: 1–103, Göttingen.
- , WATTENBACH, M., WICHMANN, M. & PÖTSCH, J. (2003): Die Vegetation der unteren Havelaue: Stand der Forschung und Perspektiven. – *Brandenburgische Umweltber.* 13: 53–71, Potsdam.
- BUTTLER, K. P. (2006): Der Name der Brenndolde. – *Kochia* 1: 141–142, Berlin.
- & HAND, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – *Kochia*, Beiheft 1: 1–107, Berlin.
- CHRISTENSEN, K. D., LETH, P. & OLSEN, H. (1993): Naturovervågning Vestamager 1992. – Rapport Nr. 10, Naturforvaltning Københavns Amt, Kopenhagen: 49 S.
- , OLSEN, H. & HANSEN, P. E. (1997): Naturovervågning Vestamager 1995–1996. – Rapport Nr. 26, Naturforvaltning Københavns Amt, Kopenhagen: 54 S.
- CHRISTIANSEN, S. G. & MOESLUND, S. (1986): Botanisk overvågning i hovedstadsregionen af moser, strandenge, heder og overdrev 1985.– Naturovervågning Nr. 32, Hovedstadsrådet, Kopenhagen: 167 S.

- DANMARKS METEOROLOGISKE INSTITUT (2009): Vejrarkiv; Måneden, sæsonen og årets vejr. [Zitert 15. Januar 2009], Wetterdaten zugänglich im Internet: http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/maanedens_vejr_-_oversigt.htm.
- DIERSCHKE, H. [Hrsg.] (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Arrhenatheretalia*. Wiesen und Weiden frischer Standorte. – Synopsis Pflanzengesell. Deutschlands 3: 1–74, Göttingen.
- & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Ulmer, Stuttgart: 239 S.
- DIERBEN, K. [Hrsg.] (1982): Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgemein. Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg 32: 1–317, Kiel.
- (1996): Vegetation Nordeuropas. – Ulmer-Verlag, Stuttgart: 838 S.
- DONATH, T. W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – Biol. Conserv. 130: 315–323, Oxford.
- DREISIG, H. & VESTERGAARD, P. (2007): Strandengskysterne. – In: VESTERGAARD, P. [Hrsg.]: Naturen i Danmark. Det åbne land. Gyldendal, København: 305–350.
- DUPRÉ, C. & DIEKMANN, M. (2001): Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. – Ecography 24: 275–286, Malden.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- , WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18: 1–248, Göttingen.
- ERIKSSON, O., COUSINS, S. A. O. & BRUUN, H. H. (2002): Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. – J. Veg. Sci. 13: 743–748, Grangarde.
- FAGDATACENTER FOR BIODIVERSITET OG TERRESTRISK NATUR (2008): Overvågning af terrestriske naturtyper, NOVANA. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, URL: <http://www.naturdata.dk/> [18. Mai 2008].
- FALK, K. (1991): Naturovervågning Vestamager 1992. – Rapport Nr. 4. Naturforvaltning Københavns Amt, København: 50 S.
- FISCHER, M.A., ADLER, W. & OSWALD, K. (2005): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. – Land Oberösterreich, Biologie-Zentrum der OÖ Landesmuseen, Linz: 403 S.
- FREDSHAVN, J., NIELSEN, K. E., EJRNÆS, R., SKOV, F., STRANDBERG, B., NYGAARD, B. & JOHANNSSEN, V. K. (2007): Tekniske anvisninger til overvågning af terrestriske naturtyper. – Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg: 32 S.
- FRID, C. L. J. & EVANS, P. R. (1995): Coastal habitats. – In: SUTHERLAND, W. J. & HILL, D. A. [Hrsg.]: Managing habitats for conservation. Cambridge University Press, Cambridge: 59–83.
- GEIBLER, K. (2007): Lebensstrategien seltener Stromtalpflanzen: Autökologische Untersuchungen von *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* und *Juncus atratus* unter besonderer Berücksichtigung ihrer Stressresistenz. – URL: <http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2008/1746/> [19. Dezember 2008].
- & GZIK, A. (2008): Ramet demography and ecological attributes of the perennial river corridor plant *Cnidium dubium* (Schkuhr) Thell. (Apiaceae). – Flora 203: 396–408, Jena.
- GEUS [De Nationale Geologische Undersøgelser for Danmark og Grønland] (2008): National boringsdatabase (Jupiter). – URL: <http://www.geus.dk/jupiter/index-dk.htm> [19. Dezember 2008].
- GRANT, S. A., TORVELL, L., SIM, E. M. & ARMSTRONG, R. H. (1996): Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: effects of between-tussocks sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. – J. Appl. Ecol. 33: 1053–1064, Oxford.
- GRAVESEN, P. (1976): Sjælland. – In: GRAVESEN, P., EMSHOLM, L. & WIND, P. [Hrsg.]: Foreløbig oversigt over botaniske lokaliteter. Miljøministeriets Fredningsstyrelse, København: 1–182.
- GRELL, M. (2004): Dansk Ornitologisk Forenings bemærkninger til forslag til plejeplan 2005–2009 for delområde 2, 3 & 4 på Vestamager. – In: SKOV- OG NATURSTYRELSEN [Hrsg.]: Plejeplan for Delområde 2, 3 & 4 på Vestamager 2005–2009. Miljøministeriet, København.
- GRIME, J. P. (2001): Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. – Wiley, Chichester: 417 S.
- HÄRDTL, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. – Mitt. Arbeitsgemein. Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg 34: 1–142, Kiel.
- , REDECKER, B., ASSMANN, T. & MEYER, H. (2006): Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: Prerequisites for preserving plant species diversity. – Basic Appl. Ecol. 7: 280–288, Jena.
- HANSEN, K. [Hrsg.] (2002): Dansk Feltflora. – Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag, København: 757 S.

- HENNEKENS, S. M. & SCHAMINÉE, J. H. J. (2001): Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. – J. Veg. Sci. 12: 589–591, Grangarda.
- HILL, M. O. (1979): Twinspan – a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two way table by classification of the individuals and the attributes. – Cornell University, Ithaca, New York.
- & GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. – Vegetatio 42: 47–58, Dordrecht.
- HÖLZEL, N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. – Appl. Veg. Sci. 8: 115–224, Grangarda.
- & OTTE, A. (2004): Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. – Flora 199: 12–24, Jena.
- HROUDOVÁ, Z., ZÁKRAVSKÝ, P., DUCHÁ EK, M. & MARHOLD, K. (2007): Taxonomy, distribution and ecology of *Bolboschoenus* in Europe. – Ann. Bot. Fenn. 44: 81–102, Helsinki.
- JUTILA, H. (1999): Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. – Plant Ecol. 140: 77–88, Dordrecht.
- KARLSSON, T. (2001): *Cerastium subtetrandrum* (Lange) Murb. – In: JONSELL, B. [Hrsg.]: Flora Nordica 2. S. The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm: 152–154.
- KENT, S. M. & COKER, P. (1992): Vegetation description and analysis: a practical approach. – CRC Press, Belhaven Press, London: 363 S.
- KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE (1993): Forskning vedrørende Naturpleje Vestamager. – Årsrapport 1992, Kopenhagen: 33 S.
- (1997): Forskning vedrørende Naturpleje Vestamager. – Årsrapport 1995, Kopenhagen: 82 S.
- (2000): Forskning vedrørende Naturpleje Vestamager. – Årsrapport 1998–99, Kopenhagen: 94 S.
- KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. – Mitt. Arbeitsgemein. Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg 52: 1–142, Kiel.
- KING, T. J. (1977): The plant ecology of ant-hills in calcareous grasslands. I. Patterns of species in relation to ant-hills in Southern England. – J. Ecol. 65: 235–256, Oxford.
- (1981): Ant hills and grassland history. – J. Biogeogr. 8: 329–334, Oxford.
- KLOTZ, S., KÜHN I, DURKA W., [Hrsg.] (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – Schrift.reihe Vegetationskd. 38, Bonn.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. & MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schrift.reihe Vegetationskd. 29: 299–444, Bonn.
- KÖLBEL, A., DIERBEN, K., GRELL, H. & VOSS, K. (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für die ‘Extensivierung’ und ‘Flächenstilllegung’ (Brache). – Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein u. Hamburg 20: 67–91, Kiel.
- LEPS, J. & ŠMILAUER, P. (2003): Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. – Cambridge University Press, Cambridge: 282 S.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer, Berlin: 221 S.
- LOCKWOOD, M., WORMOYS, G. L. & KOTHARI, A. [Hrsg.] (2006): Managing protected areas. A global guide. – Earthscan, London: 832 S.
- LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schrift.reihe Vegetationskd. 28: 1–744, Bonn.
- MOSSBERG, B. & STENBERG, B. [Hrsg.] (2005): Den nye nordiske Flora. – Gyldendal, Kopenhagen: 928 S.
- OVERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. I. – Pflanzensoziologie 13: 1–324, Jena.
- POTT, R. (1996): Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – Tuexenia 16: 337–369, Göttingen.
- RANWELL, D. S. (1972): Ecology of salt marshes and sand dunes. – Chapman and Hall, London: 272 S.
- RENNWALD, E. [Hrsg.] (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schrift.reihe Vegetationskd. 35: 1–800, Bonn.
- RICHARDS, L. A. [Hrsg.] (1947): The diagnosis and improvement of saline and alkali soils. – U.S. Salinity Laboratory Staff, U.S. Government Printing Press, Washington, DC: 631 S.
- RODENBORG, L. (1976): Bodennutzung, Pflanzenwelt und ihre Veränderungen in einem alten Weidegebiet auf Mittel-Öland, Schweden. – Vækstekol. Stud. 7: 1–210, Uppsala.

- SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K. F. (1999): Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. – *Biodivers. Conserv.* 8: 891–925, Dordrecht.
- SELL, P. D. & WHITEHEAD, F. H. (1993): *Cerastium* L. (annual species). – In: TUTIN, T., BURGESS, N. A., CHATER, A. O., EDMONDSON, J. R., HEYWOOD, V. H., MOORE, D. M., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. [Hrsg.]: *Flora Europaea*, Volume 1. Cambridge University Press, Cambridge: 164–175.
- SIEDENTOPF, Y. (2005): Checkliste der Stromtalpflanzen Deutschlands. – URL: <http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00001655> [21. November 2008].
- SJÖDIN, E. N., BENGTTSSON, J. & EKBOM, B. (2008): The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. – *J. Appl. Ecol.* 45: 763–772, Oxford.
- SKOV- OG NATURSTYRELSEN (1996): Kalvedod Fældet Vestamager. – Vandreture Nr. 65, København: 4 S.
 – (2000): Plejeplan for delområde 2, 3 & 4 på Vestamager 1999–2004. – Miljøministeriet, København.
 – (2004): Plejeplan for delområde 2, 3 & 4 på Vestamager 2005–2009. – Miljøministeriet, København.
- SMITH, R. S., SHIEL, R. S., MILLWARD, D. & CORKHILL, P. (2000): The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8-year field trial. – *J. Appl. Ecol.* 37: 1029–1043, Oxford.
- STOLTZE, M. [Hrsg.] (1998): Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. – Miljøministeriet, København: 219 S.
 – & PIHL, S. [Hrsg.] (1998): Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. – Miljøministeriet, København: 48 S.
- TICHÝ, L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. – *J. Veg. Sci.* 13: 451–453, Grangarda.
- TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. – Ulmer, Stuttgart, 141 S.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A. M., KRUESS, A., DEWENTER, I. & THIES, C. (2003): Biodiversität und Pflanze-Insekt-Interaktionen in Kulturlandschaften. – In: GRADSTEIN, S. R., WILLMANN, R. & ZIZKA, G. [Hrsg.]: *Biodiversitätsforschung. Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. Kleine Senckenberg-Reihe 45*, Stuttgart: 171–183.
- VESTERGAARD, P. (2000): Strandenge – en beskyttet naturtype. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Gads Forlag, København: 224 S.
- VOß, K. (2001): Die Bedeutung extensiv beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrünlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. – *Mitt. Arbeitsgemein. Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg* 61: 1–185, Kiel.
- WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P. & WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grassland in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. – *Biol. Conserv.* 104: 265–273, Oxford.
- ZAJC, A. (1974): Critical remarks of *Cerastium subtetrandrum* Murb. – *Acta Soc. Bot. Polon.* 43: 369–376, Warschau.

Dipl. Biol. Christine Heimes und Prof. Dr. Johannes Kollmann
 Department of Agriculture and Ecology
 University of Copenhagen
 Rolighedsvej 21
 1958 Frederiksberg C., Denmark
 E-mail: christineheimes@life.ku.dk; jok@life.ku.dk

Prof. Dr. Erwin Bergmeier
 Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
 Universität Göttingen
 Untere Karspüle 2
 37073 Göttingen
 E-mail: erwin.bergmeier@bio.uni-goettingen.de

Manuskript eingereicht am 17.02.2010, endgültig angenommen am 02.04.2010.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft](#)

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: [NS_30](#)

Autor(en)/Author(s): Heimes Christine, Kollmann Johannes, Bergmeier Erwin

Artikel/Article: [243-269](#)