

Zur Ökologie von *Somatochlora alpestris* Selys (Anisoptera: Corduliidae) am Brocken im Hochharz (Sachsen-Anhalt)

Götz Ellwanger

eingegangen: 18. März 1996

Summary

Habitat of Somatochlora alpestris Selys (Anisoptera: Corduliidae) at the Mount Brocken in the Harz Mountains (Sachsen-Anhalt, Germany) - The structure of 25 breeding sites (morphology, vegetation) in bogs and fens is analysed. The results are discussed considering the habitat selection of the species. Data of the phenology and socialization are given.

Zusammenfassung

Die physische und vegetationsbedingte Struktur von 25 Larvalgewässern von *Somatochlora alpestris* in Hoch- und Niedermooren des Brockens im Hochharz (Sachsen-Anhalt) wird analysiert. Die Ergebnisse werden in Hinblick auf die Signalfaktoren für die Habitatselektion durch *S. alpestris* diskutiert. Daten zur Phänologie und Vergesellschaftung von *S. alpestris* werden mitgeteilt.

Einleitung

Somatochlora alpestris besiedelt in Mitteleuropa neben den Alpen nur die Hochlagen der Mittelgebirge. In Deutschland sind dies der Schwarzwald, der Bayerische Wald, der Thüringer Wald, das Erzgebirge und der Harz (SCHORR, 1990). In diesem Areal

zeigt die Alpen-Smaragdlibelle eine enge Bindung an Hoch- und Übergangsmoore, was als regionale Stenotopie aufgefaßt wird (LOHMANN, 1981), da sie in Skandinavien und in den höheren Lagen der Alpen ein viel breiteres Habitatspektrum besitzt (vgl. z.B. WILDERMUTH, 1986). Umfangreiche Untersuchungen zur Ökologie von *S. alpestris* innerhalb des deutschen Mittelgebirgsraumes wurden von STERNBERG (1989, 1990) im Schwarzwald durchgeführt. Aus den anderen Mittelgebirgen liegen bisher nur wenige Daten vor, die sich weitgehend auf die Phänologie, Vergesellschaftung und grobe Beschreibungen der Habitate beschränken (u.a. BROCKHAUS, 1988, 1990; BURMEISTER, 1982; MÜLLER, 1987a; ZIMMERMANN, 1975, 1976). Nach Mitteilung von WITTMER (in STERNBERG, 1990: S.337) scheinen die Habitatsprüche von *S. alpestris* im Bayerischen Wald von denen der Schwarzwald-Populationen abzuweichen, worin STERNBERG einen "Hinweis auf die mögliche Existenz regional unterschiedlicher Ökospezies beider Arten" sieht.

Es erschien daher für die vorliegende Arbeit lohnend, die Habitatsprüche von *S. alpestris* im Hochharz zu untersuchen. Von besonderem Interesse war dabei die Struktur der Larvalgewässer. Ergänzend werden auch Beobachtungen zur Phänologie und Vergesellschaftung mitgeteilt.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im sachsen-anhaltinischen Teil des Hochharzes und umfaßt die Moore in der Kernzone des Nationalparks "Hochharz". Die Moore liegen in einer Höhenlage zwischen 850 und 1100 m ü. NN. Vorherrschend sind soligene Hangmoore, die sich auf Hängen mit bis zu 14° Neigung bilden konnten. In Kamm- und Sattellagen sind außerdem mehrere ombrogene Moorbereiche zu finden. Vorherrschender Vegetationstyp ist abgesehen von Extremstandorten wie Blockhalden und offenen Mooren das *Calamagrostio villosae-Piceetum* (Tx. 37) Hartm. ex Schlüt. 66, das in dieser Höhenlage die natürliche Waldgesellschaft darstellt.

Das gesamte Untersuchungsgebiet weist mittlere Jahresniederschläge von über 1500 mm auf, wobei der Brocken mit 1608 mm

die höchsten Werte des Harzes überhaupt erreicht. Die mittleren Monatsniederschläge schwanken zwischen 112 bis 116 mm in den relativ trockeneren Monaten April, Mai und September und 185 mm im Dezember. Charakteristisch für das Klima des Brockens sind außerdem die hohe Nebelhäufigkeit (284 Tage im langjährigen Mittel) und die langanhaltende Schneebedeckung, die im Mittel von Mitte oder Ende November bis Ende April reicht und durchschnittlich 160 Tage dauert (GLÄSSER, 1994).

Die Jahresmitteltemperatur der Wetterstation Brocken beträgt 2,8 °C (GLÄSSER, 1994). Mit Monatsmitteltemperaturen zwischen Januar (-4,4 °C) und Juli (10,2 °C) von 14,6 °C ist das Brockenklima als thermisch ozeanisch zu bezeichnen (vgl. JÄGER, 1968). Nach WALTER (1979: 262) entspricht es mit weniger als 120 Tagen mit Mitteltemperaturen über 10 °C und mehr als 6 Monaten mit mittleren Tagesminima unter 0 °C dem Klima der borealen Zone.

Die Fundorte der Libellen der vorliegenden Untersuchung liegen alle auf TK 25 Blatt 4229 Braunlage.

Methoden

Untersucht wurden insgesamt 25 Gewässer, an denen in wenigstens einem Jahr zwischen 1993 und 1995 Exuvien von *Somatochlora alpestris* gefunden werden konnten (19 Gewässer) oder an denen mehrfach patrouillierende Männchen beobachtet wurden. Während der Flugzeit von *S. alpestris* von Ende Mai bis Anfang August (s. Kap. Phänologie) konnten 1994 die Gewässer im Goethe¹- und im Heinrichshöhesattelmoor mindestens 12 mal kontrolliert werden. Gewässer in Mooren am Heinrichshöhe-Osthang und auf dem Königberg wurden wenigstens dreimal aufgesucht. Im Jahr 1993 erfolgten nur drei Kontrollgänge im Goethemoor, während 1995 in ebenfalls drei Exkursionen auch die Moore des Kö-

1) Mit dem häufig unterschiedlich gebrauchten Namen Goethemoor wird der gesamte Moorbereich auf dem Sattel zwischen Brocken und Königberg bezeichnet.

nigsberges und ein Hangmoor am Heinrichshöhe-Osthang mitbearbeitet werden konnten.

Zur Charakterisierung der Gewässer wurden in Anlehnung an STERNBERG (1990) folgende Parameter erhoben:

Gewässergröße: Je nach Uferlinie wurde die Fläche des Gewässers in ein oder mehrere Rechtecke, Kreise oder Ellipsen zerlegt, getrennt ausgemessen (Länge und Breite oder Radius), nach der entsprechenden mathematischen Formel berechnet und anschließend addiert.

Gewässertiefe: Gemessen wurde die maximale Tiefe des freien Wassers, ausgehend vom Wasserhöchststand (im Frühjahr oder nach ergiebigen Niederschlägen).

Uferhöhe: Die Uferhöhe gibt den Abstand des Wasserspiegels, gemittelt zwischen Wasserhöchst- und Wassertiefststand, von der Uferoberkante bzw. der Mooroberfläche an. Je Gewässer wurden mindestens fünf Einzelmessungen vorgenommen. Die Wasserhöchststände wurden nach längeren Regenperioden im Frühjahr bzw. im Herbst, die Wassertiefststände während einer längeren Trockenperiode in den Sommermonaten ermittelt.

Gewässer-Vegetation: Ähnlich wie bei pflanzensoziologischen Untersuchungen üblich, wurden alle in einem Gewässer vorkommenden Arten notiert und ihr jeweiliger Deckungsgrad geschätzt. Als Aufnahmefläche diente jedoch jeweils die Gesamtfläche der Gewässer, daher sind die Flächen teilweise in der Verteilung und Dichte der einzelnen Arten nicht homogen. Für die Schätzung der Deckungsgrade wurde die zwölfstufige Skala von JENSEN (1961) verwendet.

Dabei bedeuten:

1	=	bis		1% deckend
5	=	>1	-	5% deckend
10	=	>5	-	10% deckend
20	=	>10	-	20% deckend
			
100	=	>90	-	100% deckend

Darüberhinaus wurde zu jeder Aufnahme die mittlere Höhe der Krautschicht und die Gesamtdeckung der Kraut- und der Mooschicht sowie der prozentuale Anteil offener Wasserfläche ermittelt.

Ufervegetation: Der prozentuale Anteil verschiedener Vegetationstypen in einem etwa einen Meter breiten Uferstreifen um jedes Gewässer wurde geschätzt. Die Zuordnung der Ufervegetation zu verschiedenen Pflanzengesellschaften bzw. deren Untereinheiten richtet sich nach ELLWANGER (1995).

Bäume: Jedes Gewässerufer wurde in acht gleich große Sektoren unterteilt. Die Höhe (mindestens 0,5 m) und die Entfernung des jeweils nächststehenden Baumes (gemessen vom Stamm) von der Uferkante wurden getrennt ausgemessen und als Mittelwerte berechnet. Die maximale Entfernung eines Baumes vom Gewässer in einem beliebigen Sektor betrug dabei 16,0 m.

Grundwasser-Ganglinien: In den Schlenken S1, S5, S8 und S12 wurden Grundwassermeßstellen eingerichtet. Die Wasserstände wurden 1994 von Anfang Mai bis Mitte September wöchentlich und im Oktober und November zweiwöchentlich abgelesen. Zur Darstellung wurden die Meßwerte auf die maximale Tiefe der jeweiligen Schlenke bezogen (s. Gewässertiefe). Näheres zur Methodik beschreibt ELLWANGER (1995).

pH-Wert und elektrolitische Leitfähigkeit: Die pH-Werte wurden mit einer pH-Meßkette Ingold 405-S7/120 mit einem pH-Meter der Firma Greisinger Elektronik (Digital-pH/mV-Meter GPHR-1400) gemessen, die elektrolitische Leitfähigkeit mit einem Gerät der Firma WTW (LF 90). Die Leitfähigkeitsmeßwerte werden als

"korrigierte Leitfähigkeit" angegeben, die in Anlehnung an HÖLZER (1977) und SJÖRS (1950) durch Subtraktion der durch H^+ -Ionen verursachten Leitfähigkeit von den gemessenen Leitfähigkeitswerten berechnet werden kann.

Ergebnisse

Phänologie

Die Schlupfzeit von *Somatochlora alpestris* erstreckte sich im Brockengebiet etwa von Anfang Juni bis Anfang oder Mitte Juli. Über 60% der 1994 gefundenen Exuvien verteilten sich aber auf nur 2 Kontrolltermine, den 15. und den 20. Juni. Am 23. Juni 1995 konnten an nur einem Termin mit 48 Exemplaren mehr Exuvien gesammelt werden als im Vorjahr insgesamt. Bemerkenswert waren die davon abweichenden, sehr frühen Funde von Exuvien am 25. Mai 1993.

Insgesamt wurden von 1993 bis 1995 102 Exuvien gesammelt (45% männliche und 55% weibliche Tiere). An drei Gewässern wurden in wenigstens einem Jahr 6-10 Exuvien und an einem Gewässer (Schlenke S19) einmal 38 Exuvien gefunden. Letzteres wurde allerdings erst 1995 als Habitat von *S. alpestris* erkannt. An den übrigen 15 Gewässern betrug die Exuvienzahl in keinem Jahr mehr als fünf.

1994 betrug die Flugzeit der Männchen mindestens 44 Tage und dauerte vom 15. Juni bis zum 28. Juli. Eine Eiablage vermutlich eines *S. alpestris*-Weibchens wurde noch am 5. August 1994 beobachtet. 1995 wurden noch am 31. Juli an drei Gewässern zweier Moore patrouillierende Männchen und an einer Schlenke eine Eiablage festgestellt.

Vergesellschaftung

Neben *Somatochlora alpestris* konnten in den Brockenmooren vier weitere Libellenarten als bodenständig nachgewiesen werden:

S. arctica wurde im Goethemoor (22.06.94, 1 Exuvie an Schlenke S 21), in einem Moor im Tal der Kalten Bode (24.06.94, 4 Exuvien; 29.07.94, Eiablage) und in zwei soligenen Hangmooren am Osthang der Heinrichshöhe (Moor H1: 25.07.95, Eiablage an

Gewässer R2; Moor H2: 10.08.94, mehrere Männchen) gefunden. An der Schlenke im Goethemoor und an Gewässer R2 in Moor H1 am Osthang der Heinrichshöhe patrouillierte auch *S. alpestris*. An Gewässer R2 wurden außerdem zwei Exuvien der Alpen-Smaragdlibelle gefunden.

In den kolkähnlichen Schlenken K1 und K2 im Goethemoor waren *Aeshna juncea*, *A. cyanea* und *Leucorrhinia dubia* zusammen mit *S. alpestris* vergesellschaftet, wobei *A. juncea* 1994 in etwa dreimal höherer Individuenzahl ($K1 > 22$, $K2 > 45$ Ex.) schlüpfte als die beiden anderen Arten. Außerdem wurde eine Exuvie von *A. juncea* an einer flachen Schlenke (S13) gesammelt. *L. dubia* schlüpfte wie *S. alpestris* von Mitte bis Ende Juni, während sich die *Aeshna*-Arten im Laufe des Juli verwandelten. Im warmen Frühjahr 1993 wurden bereits am 10. Juni fünf Exuvien von *A. juncea* an Gewässer K2 gefunden. Bei hohen Wasserständen, wenn die Moosdecken mindestens teilweise untergetaucht waren, patrouillierten *A. juncea*-Männchen auch an den *S. alpestris*-Schlenken im Goethemoor (S1-S7, 24.08.94). Häute mittelgroßer Larven von *A. juncea* wurden im Juni 1994 bzw. 1995 in den Schlenken S2, S6, S8 und S10 gefunden.

Im Goethemoor kamen außerdem *Lestes sponsa* (21.07.94, Eiablage) und *Enallagma cyathigerum* (10.06.93, Tandem) sehr selten vor. Darüber hinaus wurden im Goethemoor Einzelexemplare von *Pyrrhosoma nymphula* und *Ischnura elegans* und im Heinrichshöhesattelmoor je ein Weibchen von *Sympetrum vulgatum* und *S. flaveolum* beobachtet.

Larvalgewässer

Bei den Larvalgewässern von *Somatochlora alpestris* des Untersuchungsgebietes handelte es sich überwiegend um Schlenken, die in ca. 200 - 250 Jahre alten Torfstichen innerhalb der Hochmoore entstanden sind. Nur drei der untersuchten Schlenken (K1, S15, S16) lagen in Hochmoorbereichen, die in "heiler Haut" erhalten geblieben sind. Drei weitere Habitats (R1, R2, S20) lagen in solingen Hangmooren, wobei die Moorbereiche mit den Gewässern R1 und R2 ohne Beeinträchtigung durch den Torfabbau geblieben waren.

Tab. 1: Morphologische und Vegetations-Struktur der Larvalgewässer von *Somatochlora alpestris*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Höhe Krautschicht [cm]	50	-	30	15	40	60	35	25	40	30	35	30	?	30	40	30	40	30	30	50	35	-	-	-	-
Deckung Krautschicht [%]	5	<1	5	1	30	25	20	5	10	15	10	10	40	40	10	20	5	5	3	20	20	-	-	-	-
Deckung Moosschicht [%]	-	<1	1	95	80	70	100	85	100	100	90	80	5	40	20	80	60	1	5	5	40	-	-	-	-
Offene Wasseroberfläche [%]	>95	100	>95	5	10	20	<5	15	<5	<5	10	15	70	60	75	10	40	95	95	80	60	100	100	100	100
Gewässersgröße [m ²]	1.4	5.5	7.5	1.3	6.0	12	8.5	13	4.3	17	11	7.0	5.1	7.8	48	14	5.3	5.2	18	23	?	3.3	2.3	24	?
Gewässertiefe [cm]	35	26	?	26	14	19	22	17	23	30	14	13	?	25	85	21	24	?	28	?	?	24	22	106	6
Uferhöhe [cm]	?	35	?	24	?	?	18	9	25	17	13	16	?	23	22	23	23	?	13	?	?	23	23	29	?
mittl. Entf. Bäume [m]	3.3	6.6	1.9	4.7	2.3	4.2	3.0	3.9	3.6	3.4	6.5	4.4	7.2	7.8	4.7	3.6	3.0	4.9	3.0	4.8	?	3.6	3.1	5.0	7.8
mittl. Höhe Bäume [m]	2.3	1.3	0.7	1.9	1.3	1.5	2.2	2.1	2.6	2.5	1.6	2.9	2.0	2.3	2.9	1.8	2.9	4.9	2.1	8.3	?	2.6	1.9	0.8	6.1
Artenzahl	1	3	5	6	3	5	5	5	6	6	5	5	2	7	11	8	5	7	6	6	2	0	0	0	0
Höhe ü. NN [m * 10]	104	97	98	100	99	99	99	99	99	99	99	99	104	104	99	99	99	99	100	93	95	99	99	99	103
Schlenken-Nummer	S18	S16	S15	S12	S9	S21	S5	S4	S8	S1	S10	S11	S19	S17	K2	S2	S3	S14	S13	S20	F2	S6	S7	K1	R1
Moor-Nummer	S2	K3	K2	G2	G1	S2	S2	G1	G1	G1	G2	G2	E1	H1	G1	G1	G1	S3							

Fortsetzung Tabelle 1:

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
<i>Eriophorum angustifolium</i>	5	.	.	.	30	30	20	5	10	20	10	10	40	40	10	20	5	.	.	20	20
<i>Drepanocladus fluitans</i>	1	90	85	60	80	90	80	.	.	20	80	60	.	1
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	.	.	.	90	80	50	1	.	40	20	1	.	5	40	1	1	5	1	5
<i>Oxycoccus palustris</i>	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
<i>Polytrichum commune</i>	.	.	1	.	.	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	.	1	1	5
<i>Eriophorum vaginatum</i>	.	5	.	.	1	.	.	.	1	.	1	.	.	1	1	.	1	1	1
<i>Sphagnum rubellum</i>	30	10	1	1	.	.	1
<i>Sphagnum fallax</i>	1	1	.	.	1	5	40
<i>Carex nigra</i>	5	5	1	1	5
<i>Carex canescens</i>	10	5	.	.	5	5
<i>Sphagnum papillosum</i>	1	.	5	1
<i>Andromeda polifolia</i>	.	.	1	1	1
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1	1
<i>Sphagnum magellanicum</i>	.	1
<i>Sphagnum russowii</i>	.	1
<i>Gymnocolea inflata</i>	.	1
<i>Trichophorum cespitosum</i>	.	.	1
<i>Viola palustris</i>	1
<i>Trientalis europaea</i>	1
<i>Sphagnum balticum</i>	1
<i>Calamaagrostis villosa</i>	1

Gewässergröße, -tiefe und Uferhöhe

Die mittlere Größe von 23 untersuchten Schlenkengewässern betrug $10,6 \text{ m}^2$, wobei das kleinste Gewässer S12 $1,3 \text{ m}^2$ und die beiden größten, kolkähnlichen Schlenken K1 $24,0 \text{ m}^2$ bzw. K2 $48,4 \text{ m}^2$ aufwiesen (Tab. 1). Ohne Berücksichtigung des mit Abstand größten Gewässers K2 sinkt die mittlere Flächenausdehnung der Gewässer auf $9,0 \text{ m}^2$. Nicht genau bestimmen ließ sich die "Gewässer-"größe in den Larvalhabitaten R1 und R2 in soligenen Hangmooren, in denen Wasser an der Oberfläche durch die Torfmoosdecke bzw. über nackten Torf rinnt und sich ein mehr oder weniger zusammenhängendes Netz kleinster Wasserflächen bildet.

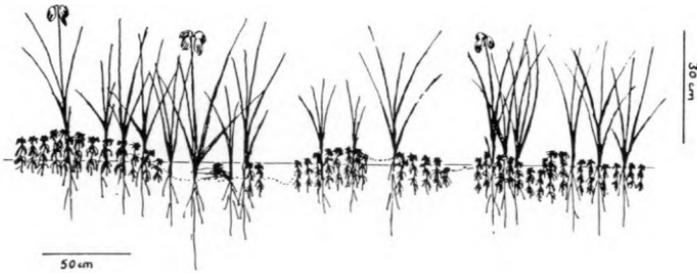
Im Mittel lag die maximale Tiefe von 20 untersuchten Gewässern bei 29 cm, wobei minimal 6 cm (R1) und maximal 35 cm (S18), 85 cm (K2) bzw. 106 cm (K1) ermittelt wurden. Die mittlere Tiefe ohne die beiden kolkähnlichen Schlenken K1 und K2 errechnet sich auf 22 cm.

Die mittlere Uferhöhe von 16 der untersuchten Gewässer betrug 21 cm. Schlenke S4 wies mit 9 cm das niedrigste Ufer auf, während an Schlenke S16 mit 35 cm das höchste Ufer in einem durch unterirdische Erosion des Torfkörpers entstandenen Einsturztrichter festgestellt wurde.

Gewässer-Vegetation

Die *Somatochlora alpestris*-Gewässer waren einerseits völlig vegetationslos (lfd. Nummer 22-25, Tab. 1), andererseits wiesen einige auch eine nahezu geschlossene Moosdecke und mit bis zu 40% Deckung eine mäßig dichte Krautschicht auf (lfd. Nummer 4-12, 16, Tab. 1). In der Krautschicht dominierte in der Regel *Eriophorum angustifolium*. Auf etwas nährstoffreicheren Standorten konnten gelegentlich auch *Carex nigra* oder *C. canescens* hervortreten. In der Mooschicht dominierten wechselseitig *Sphagnum cuspidatum* und *Drepanocladus fluitans*. Bei den übrigen Arten handelte es sich fast durchgehend um Pflanzen, die nur vorübergehend Schlenken besiedeln können, da sie längere Überstauungen nicht ertragen können. Abb. 1 zeigt drei Vegetationsprofile durch Larvenhabitate der Alpen-Smaragdlibelle.

R2



S1



S18

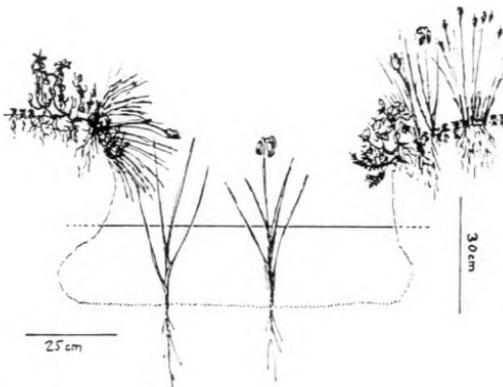


Abb. 1: Vegetationsprofile durch Larvalgewässer von *Somatochlora alpestris*: R2 durchrieselter Bestand der *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Variante von *Sphagnum fallax*, soligenes Hangmoor - S1 stark verlandete Schlenke in Torfstich, *E. angustifolium*-Gesellschaft, Variante von *S. cuspidatum*, Ufer: *Sphagnetum magellanicum*, Subassoziationen von *S. rubellum* und *S. papillosum*, Goethemoor (Hochmoor) - S18 tiefe, fast vegetationslose Schlenke, Ufer: *Piceo-Vaccinietum uliginosi*, Heinrichshöhesattelmoor.

Tab. 2: Ufervegetation der Larvalgewässer von *Somatochlora alpestris* im Brockengebiet

Gewässer	1.1.	1.2.	1.3.	2.	3.1.	3.2.	4.	5.	6.
S1	60	30						10	
S2	60	5	5	25	5				
S3	70	20							10
S4	75	25							
S5	95								5
S6	55	35			10				
S7	70	20	5	5					
S8	40	55			5				
S9	50	10		5	35				
S10	60		10						30
S11	40		40	20					
S12	40	60							
S13	40		15	20				25	
S14	100								
S15			95	5					
S16	25	15	60						
S17							70	30	
S18	45			25				30	
S19						100			
S21	90	10							
K1	100								
K2	70			30					
R1							100		
R2						100			

Alle Angaben in %. 1. *Sphagnetum magellanici*; 1.1. Subass. v. *Sphagnum rubellum*; 1.2.; Subass. v. *Sphagnum papillosum*; 1.3. Subass. v. *Sphagnum tenellum*; 2. Piceo-Vaccinietum uliginosi; 3. *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft; 3.1. Var. v. *Sphagnum cuspidatum*; 3.2. Var. v. *Sphagnum fallax*; 4. *Caricetum nigrae*; 5. *Eriophorum vaginatum*-*Polytrichum commune*-Ges.; 6. andere

Pflanzensoziologisch wird die Vegetation der Schlenken der Brockenmoore zur *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft in der Variante von *S. cuspidatum* gerechnet (ELLWANGER, 1995). In soligenen Hangmooren bei abnehmender oder fehlender Überstaudauer werden *S. cuspidatum* und *D. fluitans* dagegen in der Regel durch *Sphagnum fallax* ersetzt (*E. angustifolium*-Gesellschaft, Variante von *S. fallax*). *S. fallax* bildet meist dicht geschlossene Rasen. In den Hangmooren sind *S. alpestris*-Habitate oft keine Schlenken, sondern kleinste, als Einzelwasserfläche oft nur handtellergröße Wasseransammlungen an stärker durchrieselten Moorbereichen oder kleinen Rinnsalen (z.B. Habitat R2, lfd. Nummer 21, Tab. 1).

Ufer-Vegetation und Bäume

In den Schlenken der Hochmoore bildete das Sphagnetum magellanici die dominierende Ufervegetation. Vorherrschend waren Bestände der Subassoziation von *Sphagnum rubellum*, in denen neben *S. rubellum* auch *S. magellanicum* regelmäßig vorkam. Flache Uferpartien wurden meist von den Subassoziationen mit *S. papillosum* und seltener *S. tenellum* eingenommen, während höhere Uferbereiche gelegentlich auch vom Piceo-Vaccinietum uliginosi besiedelt werden konnten. Außerdem trat die *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft in der Variante mit *S. cuspidatum*, die typischerweise die Gewässer selbst besiedelte, selten auch als Ufer-Vegetation auf (Tab. 2). Die Larvalgewässer in soligenen Hangmooren wurden dagegen meist von der *E. angustifolium*-Gesellschaft in der Variante von *S. fallax* oder vom Caricetum nigrae umgeben, wobei Gewässer- und Ufervegetation oft nicht klar zu trennen waren und von der gleichen Gesellschaft gebildet wurden.

Die Schlenkengewässer waren im Mittel von 2,6 m hohen Bäumen umstanden, wobei diese eine mittlere Entfernung von 4,5 m zu den jeweiligen Gewässerrändern aufwiesen (Tab. 1). Die größten mittleren Baumhöhen von 8,3 m bzw. 6,1 m wurden naturgemäß an Schlenken an den Rändern soligener Hangmoore erreicht (S20, H1). Die mit einem Mittel von 0,7 m bzw. 0,8 m kleinsten Bäume standen demgegenüber an Schlenken (S15, K1) in ombrogenen Moorbereichen, die in "heiler Haut" erhalten geblieben sind. Der Baumbestand um Schlenke S15 wies mit einer mittleren Entfernung

von 1,9 m auch die kürzeste Distanz zum Gewässerrand auf. Die größten mittleren Abstände der Bäume von den Schlenken wurden mit 7,8 m wiederum in soligenen Hangmooren festgestellt (H1, S17).

Grundwasserganglinien und Austrocknung

Die Grundwasserganglinien der Schlenken S1, S5, S8 und S12 zeigen hohe Frühjahrs- und Herbstwasserstände und eine um den 25. Juli beginnende und bis etwa 15. August 1994 andauernde Austrocknungsphase während einer niederschlagsarmen Sommerperiode (Abb. 2). Dabei sank der Grundwasserspiegel in Schlenke S12 um bis zu 28 cm unter Flur, während er in den anderen drei Gewässern um jeweils etwa 17 cm unter Flur fiel (Tab. 3). Dabei dürften die Grundwasserganglinien dieser drei Schlenken auch die Verhältnisse in den übrigen Gewässern im Goethemoor repräsentieren (S1-S12, S21), nicht aber der beiden tiefen, kolkähnlichen Gewässer K1 und K2.

Unter den im Jahre 1994 regelmäßig kontrollierten Larvalgewässern von *Somatochlora alpestris* trockneten während des Sommers lediglich die beiden tiefen, kolkähnlichen Schlenken K1 und K2 im Goethemoor, die durchrieselten Hangmoorbereiche R1 und R2 und die durch hohe und steile Ufer ausgezeichnete Schlenke S18 im Heinrichshöhesattelmoor nicht aus.

pH-Wert und elektrolytische Leitfähigkeit

Die in Schlenken des Brocken- und des Heinrichshöhesattelmoores gemessenen pH-Werte schwankten in einem engen Bereich um pH 4 (pH 3,6 bis 4,2), wobei an einer Meßstelle bei bis zu drei Messungen an unterschiedlichen Tagen pH-Wert-Schwankungen von maximal 0,5 pH-Einheiten auftraten. Abweichend wurde nur in Schlenke S17, die in einem stärker mineralbodenwasserbeeinflussten Moorbereich liegt, mit 4,8 ein deutlich höherer pH-Wert gemessen.

Die korrigierte, d.h. die durch gelöste Salze bedingte, elektrolytische Leitfähigkeit lag in den Schlenken nahe Null und häufig sogar im negativen Bereich. Bei den Schlenken handelt es sich also um extrem nährstoffarme Gewässer.

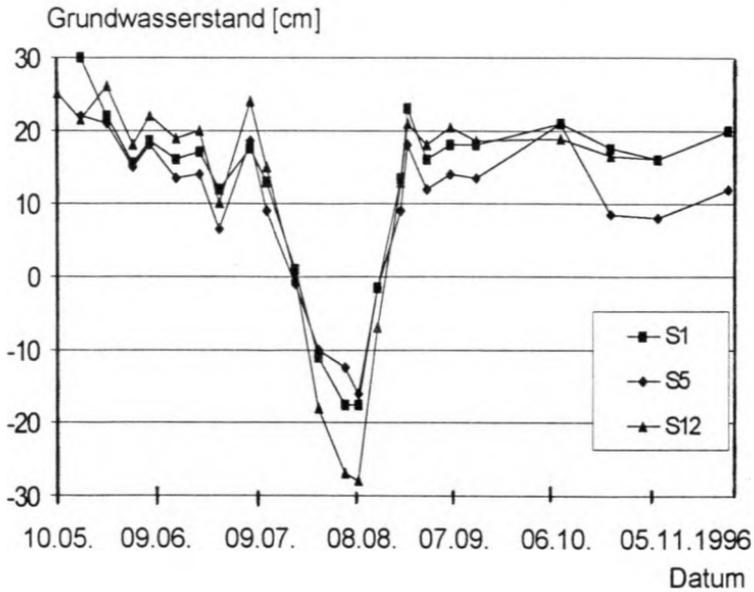


Abb. 2: Grundwasserganglinien von Larvalgewässern von *Somatochlora alpestris* im Goethemoor. Der 0-Wert ist der jeweilige Gewässergrund

Tab. 3: Charakteristische Werte der Grundwasserganglinien von vier Entwicklungsgewässern von *Somatochlora alpestris*

Schlenke	Maximum [cm]	Minimum [cm]	mittlerer GW-Stand [cm]	Gesamt- amplitude [cm]	Dauer sommerlicher Austrocknung (Tage)
S1	30	-17,5	16	47,5	26
S5	22	-16	13,5	38	28
S8	22,5	-17	15,5	39,5	21
S12	26	-28	18,5	54	27

Maxima, Minima und mittlere Grundwasserstände sind als Median bzw. als Gesamtamplitude angegeben. Alle Werte beziehen sich auf den Zeitraum vom 10.5. bis 10.10.1994.

Tab. 4: Monatsmittelwerte der Temperatur 1993-1995 und langjähriges Mittel (1950-1981) der Wetterstation Brocken (DEUTSCHER WETTERDIENST, 1993-1995)

in °C	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
1993	-2,4	-1,5	-2,0	5,1	8,8	8,8	9,3	8,9	6,4	3,5	-2,6	-2,5	3,3
1994	-2,4	-5,6	-0,5	1,8	6,1	9,2	16,3	11,4	7,2	3,1	2,9	-0,8	4,1
1995	-4,0	-1,7	-3,5	2,0	5,9	7,7	14,5						
1950-1981	-4,4	-4,5	-2,3	0,9	5,3	9,0	10,2	10,3	7,7	4,4	-0,5	-3,0	2,8

Tab. 5: Verteilung der Deckungsgrade der Kraut- und Moosschicht in den Larvalgewässern von *Somatochlora alpestris* im Brockengebiet und im Schwarzwald (in Anlehnung an STERNBERG, 1990)

in %	Krautschichtdeckung [%]						Moosschichtdeckung [%]					
	1	2	3	4	5	Mittel	1	2	3	4	5	Mittel
U-Grenze	0	21	41	61	81		0	21	41	61	81	
O-Grenze	20	40	60	80	100		20	40	60	80	100	
Brockengebiet	84,0	16,0	0	0	0	12,0	48,0	8,0	4,0	16,0	24,0	42,3
Schwarzwald	39,5	8,6	4,6	2,0	45,3	59,6	57,0	11,3	6,6	7,2	17,9	35,0

Diskussion

Phänologie

Die Schlupfzeit von *Somatochlora alpestris* im Brockengebiet (Anfang Juni bis Anfang/Mitte Juli) stimmt mit den Beobachtungen von STERNBERG (1989, 1990) und ZIMMERMANN (1975) aus dem Schwarzwald bzw. dem Thüringer Wald überein. 1994 und 1995 dürfte die Hauptschlupfzeit im Brockengebiet nur wenige Tage etwa Mitte Juni betragen haben, also zu Beginn der Schlupfzeit. 1994 erschienen *S. alpestris*-Imagines frühestens am 11. Juni, nach einer kühlen, niederschlagsreichen Periode (4 Tage vor erster erfolgreicher Kontrolle). Die am 23. Juni 1995 gesammelten Exuvien stammen vermutlich von Tieren, die frühestens ab dem 19. Juni in einer kurzen Phase stärkerer Erwärmung gegenüber der ersten Monatshälfte schlüpften. Auch STERNBERG (1989) hat beobachtet, daß die meisten Tiere am Anfang der Schlupfperiode innerhalb weniger Tage erscheinen.

Nachweise von Imagines bereits Ende Mai, wie sie 1993 im Brockengebiet gelangen, sind aus der Literatur bisher noch nicht bekannt. Dieser frühe Schlupfzeitpunkt läßt sich auf ein ungewöhnlich warmes Frühjahr zurückführen. Die Schneedecke löste sich 1993 am Brocken bereits am 16. April in Schneeflecken auf und schmolz bis zum 22. April bis auf kleine Reste zusammen. Im langjährigen Mittel ist das Ende der letzten Schneedecke dagegen erst Mitte Mai zu erwarten (GLÄSSER, 1994), wie es 1994 und 1995 mit jeweils dem 19. Mai auch eintrat. Darüber hinaus war vom 21. April bis zum 19. Mai 1993 eine niederschlagsarme, relativ warme Periode zu verzeichnen. Die Monatsmitteltemperaturen von April bzw. Mai 1993 weichen dementsprechend mit 4,2 °C bzw. 3,5 °C erheblich von den langjährigen Mittelwerten ab (vgl. Tab. 4), während die Werte für die Jahre 1994 und 1995 dem langjährigen Mittel mit einer Abweichung von maximal 1,1 °C weit näher kommen.

Die Reifezeit der Männchen dürfte 1994 gemessen am frühest möglichen Schlupfzeitpunkt (11. Juni, s.o.) und der ersten Beobachtung patrouillierender Tiere (28. Juni) maximal 17 Tage betragen haben, also knapp zweieinhalb Wochen. Eine ähnlich kurze Reifezeit kann auch nach den Beobachtungen von 1993 vermutet

werden. Bereits am 10. Juni konnten patrouillierende Männchen beobachtet werden, 15 Tage nach dem Fund der ersten Exuvien. Aufgrund nur weniger Kontrollen kann das tatsächliche frühestmögliche Schlupfdatum für 1993 jedoch nicht näher eingegrenzt werden. Über die Reifezeit der Imagines fehlen in der mir bekannten Literatur bisher jegliche Daten (auch Schätzwerte).

ANDER (1950) gibt, basierend auf einer Literaturübersicht, die Hauptflugperiode von *S. alpestris* für die Vogesen, den Schwarzwald, den Thüringer Wald und die böhmischen Randgebirge mit etwa 26. Juni bis 1. September an. Die meisten aus der Literatur bekannten Nachweise von *S. alpestris* aus den genannten Mittelgebirgen und dem Harz fallen jedoch in den Zeitraum von Mitte Juni bis Anfang August, der im Brockengebiet die Hauptflugperiode ausmacht (z.B. BROCKHAUS, 1990; DORLOFF und KÖRNER, 1981; MÜLLER, 1987b; ZIMMERMANN, 1975). Eine Verlängerung der Flugperiode bis in die zweite Augushälfte scheint dagegen nur selten vorzukommen.

Vergesellschaftung

In den Mooren der mitteleuropäischen Mittelgebirge werden Imagines von *Somatochlora alpestris* häufig gemeinsam mit *Aeshna juncea* und *Leucorrhinia dubia* beobachtet. Etwas weniger stet treten auch *A. subarctica elisabethae*, *S. arctica*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum danae* dazu, während Zygopteren-Arten offenbar in den Mooren der Mittelgebirge allgemein selten sind (z.B. BROCKHAUS, 1988, 1994; DORLOFF und KÖRNER, 1981; ZIMMERMANN, 1976). *L. quadrimaculata* und *S. danae* konnten von 1993 bis 1995 in den Brockenmooren nicht nachgewiesen werden, scheinen im Harz aber auch in von Jahr zu Jahr stark schwankenden Häufigkeiten zu fliegen (vgl. DORLOFF und KÖRNER, 1981). Aus den genannten Arbeiten geht jedoch nicht hervor, ob auch die Larven der genannten Arten in denselben oder in verschiedenen Brutgewässern desselben Moores vorkommen (s. aber STERNBERG, 1990). Nach ZIMMERMANN (1975) und eigenen Beobachtungen vertreiben patrouillierende *Aeshna juncea*-Männchen diejenigen der Alpen-Smaragdlibelle von den Gewässern. Dieses Abdrängen der Alpen-Smaragdlibelle in kleinere, flachere und teilweise stark verwachsene Schlenken führt jedoch nicht zum völ-

ligen Ausschluß beider Arten in den Larvalgewässern. Dies zeigen einerseits Funde von Exuvien von *S. alpestris* auch an den kolkähnlichen Gewässern. Andererseits belegen die Funde von Häuten mittelgroßer *A. juncea*-Larven, daß die Weibchen dieser Art auch in sehr flache und teilweise stark verwachsene Gewässer Eier legen. Die Eiablage findet hier aber vermutlich nur bei hohen Wasserständen statt, wenn diese Schlenken auch von patrouillierenden Männchen befliegen werden. Eine erfolgreiche Reproduktion von *A. juncea* konnte in diesen Schlenken jedoch nicht festgestellt werden. Ursache könnte die sommerliche Austrocknung sein (s. Kap. Grundwasserganglinien).

Nach Untersuchungen von STERNBERG (1990: 170) muß *S. artica* unter Konkurrenzdruck von *S. alpestris* "auf die vegetationsfreieren, vor allem mit weniger Moosen bewachsenen, kleineren Schlenken" ausweichen, während *S. alpestris* etwas mehr verwachsene Schlenken mit niedrigeren Ufern und höherem pH-Wert aufsucht. Aufgrund der wenigen Daten zu *S. arctica* aus dem Untersuchungsgebiet läßt sich zum Konkurrenzverhalten beider Arten im Brockengebiet keine genaue Aussage machen. Auffallend ist jedoch, daß *S. alpestris* im Brockengebiet gegenüber den Schwarzwald-Populationen etwas größere und im Mittel eine dichtere Moosschicht aufweisende Schlenken zu bevorzugen scheint (s.u.), d. h. einen Gewässertyp, den sie im Schwarzwald unter Konkurrenzdruck von *S. arctica* aufsucht.

Larvalgewässer

Gewässergröße, -tiefe und Uferhöhe

Nach WITTMER (1991) bevorzugt *Somatochlora alpestris* im Bayerischen Wald Larvalgewässer mit einer Größe von 0,5 bis 5 m², während STERNBERG (1990) im Schwarzwald eine mittlere Gewässergröße von 8,4 m² ermittelte. Unter den 156 von STERNBERG untersuchten Gewässern sind jedoch 60,5% höchstens 5,4 m² groß, bei einer relativen Häufung in einer Größenklasse von 2,05 bis 3,50 m². Am Brocken sind die von *S. alpestris* besiedelten Schlenken dagegen etwas größer (im Mittel 10,6 m², nur 39% <= 5,4 m²). Mit 1,3 m² ist das kleinste Larvalgewässer der Alpen-Smaragdlibelle im Brockengebiet zudem vergleichsweise groß ge-

genüber einer minimalen Gewässergröße von 0,02 m² im Schwarzwald, wobei dort außerdem 25% der Gewässer eine Größe unter 1,09 m² aufweisen.

Die Gewässertiefe gibt WITTMER (1991) mit "meist" kleiner 30 cm an. STERNBERG (1990) stellte 4 bis über 150 cm tiefe Gewässer fest (Mittelwert 17,9 cm) bei "einem vergleichsweise sehr hohen Abundanzmaximum bei 8 bis 12 cm tiefen Gewässern" (S. 163) und einer nahezu vollständigen Meidung extrem flacher Gewässer ($\leq 4,0$ cm). Demgegenüber sind die *S. alpestris*-Schlenken im Brockengebiet vergleichsweise tief (im Mittel 29 cm). Auch die Uferhöhe der am Brocken von der Alpen-Smaragdlibelle besiedelten Schlenken ist mit 21 cm gegenüber nur 11,2 cm im Schwarzwald (STERNBERG, 1990) sehr hoch.

Gewässer-Vegetation

Bezüglich der Gesamtdeckung der Gewässer-Vegetation weichen die Schlenken im Brockengebiet mit durchschnittlich 45,4% von denjenigen im Schwarzwald mit 64,0% deutlich ab. Ursache sind erhebliche Unterschiede hinsichtlich der mittleren Deckung der Krautschicht, die im Brockengebiet nur 12,0% beträgt, während im Schwarzwald 59,6% festgestellt worden sind. Im Brockengebiet herrschen Schlenken mit fehlender oder lückiger Krautschicht mit 84,0% der Gewässer vor. Im Schwarzwald weisen dagegen nur knapp 40% der Gewässer eine Krautschichtdeckung unter 20% auf. Mit 45,3% sind dort mit über 80% Krautschichtdeckung stark verwachsene Gewässer besonders häufig, während derartige Gewässer im Brockengebiet nicht als Larvalgewässer von *Somatochlora alpestris* festgestellt werden konnten. Die mittlere Deckung der Mooschicht stimmt dagegen in beiden Gebieten weitgehend überein (s. Tab. 5, vgl. STERNBERG, 1990).

Auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Gewässer-Vegetation zeigen sich deutliche Unterschiede: Die drei häufigsten Phanerogamen in den *S. alpestris*-Schlenken des Schwarzwaldes *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa* und *Carex rostrata* fehlen in den entsprechenden Gewässern des Brockengebietes vollständig. *Scheuchzeria palustris* ist im Harz verschollen und *Carex limosa* nur noch von wenigen Fundorten im niedersächsischen Harz be-

kannt. Dagegen fehlt das in den *S. alpestris*-Schlenken des Brockengebietes häufige *Eriophorum angustifolium* in denen der Schwarzwaldmoore weitgehend. Die Moossschicht wird in beiden Gebieten im wesentlichen von *Drepanocladus fluitans* und *Sphagnum cuspidatum* aufgebaut, beide Arten treten jedoch in den Schlenken im Brockengebiet in höherer Stetigkeit auf als im Schwarzwald.

Ufer-Vegetation und Bäume

Mit einer Stetigkeit von mindestens 80% und über 10% Deckung sind im Schwarzwald *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, *Trichophorum cespitosum*, *Sphagnum magellanicum*, *Vaccinium uliginosum* und *Sphagnum rubellum* die dominantesten Pflanzenarten in der Ufer-Vegetation der Larvalgewässer von *Somatochlora alpestris* (STERNBERG, 1990). Diese Arten bauen im wesentlichen das Sphagnetum magellanici auf, das auch im Brockengebiet die häufigste Ufer-Vegetation der *S. alpestris*-Gewässer darstellt. Im Vergleich zum Schwarzwald sind im Brockengebiet *T. cespitosum* und *V. uliginosum* allerdings deutlich weniger häufig (Stetigkeit ca. 60 bzw. < 30%) und in geringerem Deckungsgrad in der Ufer-Vegetation der Schlenken vertreten. Dagegen tritt *Sphagnum papillosum*, das in den Bultgesellschaften süddeutscher Hochmoore selten ist (DIERSSEN & DIERSSEN, 1984; KAULE, 1976), im Brockengebiet hinzu. In der Vegetation der Schlenkenränder finden sich sowohl am Brocken als auch im Schwarzwald außerdem noch *Oxycoccus palustris* und *Andromeda polifolia* in hoher Stetigkeit, aber geringem Deckungsgrad (< 5%).

Im Schwarzwald weisen mehr als 80% der Brutgewässer der Alpen-Smaragdlibelle in einer mittleren Entfernung von höchstens zehn Metern Bewuchs von *Picea abies*, sowie knapp 20% von *Pinus mugo* bzw. *P. rotundata* auf. Die beiden *Pinus*-Arten kommen demgegenüber in den Mooren des Brockengebietes nicht vor, *P. abies* umgibt aber auch hier fast alle Larvalgewässer. Nach STERNBERG (1990) besteht für die *S. alpestris*-Gewässer im Schwarzwald (u.a.) eine positive Korrelation zwischen der Dichte und der Höhe der umgebenden Bäume und dem Bewuchsgrad des Gewässerbodens. Im Brockengebiet lassen sich dagegen zwischen Höhe und Entfernung der Bäume vom Gewässerrand und der

Gewässer-Vegetation kaum Zusammenhänge erkennen. Lediglich die Höhe der Bäume ist an Gewässern mit gut ausgebildeter Moosschicht (Deckung > 40%) im Durchschnitt mit 2,2 m gegenüber 3,0 m an Gewässern mit spärlicher oder fehlender Moosbedeckung deutlich geringer.

Grundwasserganglinien und Austrocknung

Die Fähigkeit der Larven von *Somatochlora alpestris*, das Austrocknen ihrer Brutgewässer zu überdauern, beschreiben schon STERNBERG (1989, 1990) und WITTMER (1991). Nach STERNBERG (1990) fallen über 70% der Gewässer der Alpen-Smaragdlibelle im Schwarzwald regelmäßig über mehrere Wochen im Sommer fast jeden Jahres trocken. Im Brockengebiet trockneten 1994 die Schlenken S1, S5, S8 und S12 drei bis vier Wochen lang aus. An den Schlenken S8 und S12 wurde 1995 je eine Exuvie von *S. alpestris* gefunden. Die an Schlenke S12 geschlüpfte Larve hatte eine 27 Tage anhaltende Austrocknung überstanden. Eine ähnlich lange Austrocknungsphase überlebten auch einzelne an den Schlenken S4, S6 und S7 geschlüpfte Exemplare.

pH-Wert und elektrolytische Leitfähigkeit

Die in Schlenken im Brockengebiet gemessenen pH-Werte (pH 3,6 bis 4,2) stimmen gut mit den Literaturangaben aus dem Erzgebirge und dem Schwarzwald überein (SCHÖTTNER, 1952; STERNBERG, 1990). Untersuchungen von ZIMMERMANN (1976) im Saukopfmoor des Thüringer Waldes ("pH > 4,5") und von STERNBERG (1990) im Schwarzwald (pH 4,5 bis > 6,9) zeigen, daß *Somatochlora alpestris* aber auch Gewässer mit höherem pH-Wert besiedeln kann.

STERNBERG (1990) gibt für *S. alpestris*-Gewässer im Schwarzwald eine mittlere elektrolytische Leitfähigkeit von 49,8 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ an. Dieser Mittelwert liegt etwas höher als der entsprechende Wert für die Schlenken im Brockengebiet (41,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Nährstoffversorgung der Gewässer im Schwarzwald und im Brockengebiet läßt sich allerdings nicht direkt vergleichen, da die Werte von STERNBERG nicht korrigiert wurden und daher der durch H^+ -Ionen verursachte Anteil der Leitfähigkeit nicht erkennbar ist.

Die korrigierte elektrolytische Leitfähigkeit lag in den Schlenken des Brockengebietes nahe Null oder sogar im negativen Bereich, es handelt sich also um extrem nährstoffarme Gewässer.

Nach HÖLZER (1977: 144) zeigen negative Leitfähigkeitswerte aber, daß die im stark sauren Bereich gemessenen pH-Werte zu niedrig sind und nach oben korrigiert werden müssen. Die aus den Leitfähigkeiten berechneten, theoretisch maximal möglichen pH-Werten liegen um bis zu 0,4 pH-Einheiten über den gemessenen pH-Werten. Da jedoch nicht parallel zu allen pH-Werten auch die elektrolytische Leitfähigkeit gemessen wurde, muß auf eine Korrektur letztlich verzichtet werden.

Zur Habitatselektion durch Somatochlora alpestris

In den mitteleuropäischen Mittelgebirgen bevorzugt *Somatochlora alpestris* saure, oligotrophe Moorgewässer mit unterschiedlich weit fortgeschrittenen Verlandungsstadien. Eine strenge Bindung an Hochmoore (= Regenmoore) zeigt die Alpen-Smaragdlibelle aber offenbar weder im Erzgebirge noch im Schwarzwald, im Bayerischen Wald oder dem Harz (vgl. BROCKHAUS, 1990; STERNBERG, 1990; WITTMER, 1991). Daher schlägt STERNBERG (1990) vor, bei *S. alpestris* nur noch von einer tyrphophilen statt tyrphobionten Libellenart zu sprechen (Definition s. PEUS, 1932). Demgegenüber erweitert SCHMIDT (1980) den Begriff "Hochmoorgewässer" auf den der "*Sphagnum*-Gewässer". Dabei werden oligotrophe Flachmoore (= Zwischenmoore) sowie Dünen- und Heideweiler mit einbezogen. Unter *Sphagnum*-Gewässer sind stark saure, kalkfreie, mehr oder weniger humusreiche Gewässer mit mehr oder weniger ausgedehnten Matten flutender Torfmoose oder anderer oligotropher Wassermoose (vor allem *Drepanocladus fluitans*) zu verstehen. Im Extremfall können sich die Moose dabei auf die Ufervegetation beschränken, während die Wasserfläche selbst völlig vegetationslos bleibt. Hinsichtlich der Vegetation ist der Begriff *Sphagnum*-Gewässer sinnvoll, da sich die Struktur und die Artenzusammensetzung der Gewässervegetation in Hoch- und Zwischenmooren weitgehend gleichen können (s. Kap. Gewässer-Vegetation). Zumindest im Brockengebiet gehören alle mir bekannten Larvalgewässer der Alpen-Smaragdlibelle zum Typ

Sphagnum-Gewässer, eine Bindung an diesen Gewässertyp scheint also vorhanden zu sein.

Nach STERNBERG (1990) sind tyrphophile bzw. tyrphobionte Libellenarten als Imagines an ein kühles Meso- oder Regionalklima angepaßt und benötigen für die Larvalentwicklung thermisch begünstigte und durch mehr oder weniger stark wechselnde Temperaturen gekennzeichnete Brutgewässer. Demnach ist diese Merkmalskombination Ursache der regionalen Stenotopie dieser Arten, da sie in Mitteleuropa im wesentlichen nur in Hoch- und Zwischenmooren anzutreffen sind.

Als weitere "ultimate factors", d.h. biologisch notwendige, stammesgeschichtlich selektionierende Signalfaktoren, bei der Habitatwahl (innerhalb der Hoch- und Zwischenmoore) der Moorlibellen kommen u.a. der Wasserchemismus und die Austrocknungsgefahr der Gewässer in Betracht. Von den ultimate factors sind die "proximate factors" zu unterscheiden, die einer Tierart als Zeiger für die ultimate factors dienen, die selbst zum Zeitpunkt der Habitatselektion noch gar nicht erkennbar sind oder von der Art unter Umständen nicht einmal perzipiert werden können (STERNBERG, 1990).

Als proximate factor für *S. alpestris* für ein ausreichend kühles Regionalklima nimmt STERNBERG (1990) die Zunahme von *Picea abies* und *Trichophorum cespitosum* sowie die Abnahme von *Pinus rotundata* in den Hochmooren der Hochlagen des Schwarzwaldes an, da diese mit der Höhenverbreitung von *S. alpestris* korreliert sind. Auch im Harz könnten *P. abies* und *T. cespitosum* Signalfaktoren für ein geeignetes Regionalklima sein. *P. rotundata* oder andere Kiefernarten als proximate factors eines zu warmen Klimas fehlen dagegen, wobei die Höhenverbreitung der Hochmoore mit dem potentiellen natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte im Harz in etwa zusammenfällt. Da die Fichte heute durch die Förderung durch die Forstwirtschaft auch in Lagen unter ca. 750 m ü. NN auf großen Flächen zur vorherrschenden Baumart geworden ist, stellt sich allerdings die Frage, ob *S. alpestris* auch in tieferen Lagen erscheint und versucht strukturell geeignete Gewässer zu besiedeln.

STERNBERG (1990) nimmt weiterhin an, daß *T. cespitosum* bzw. dem Eriophoro-Trichophoretum cespitosi als Ufervegetation bei der Habitatselektion durch *S. alpestris* eine wichtige Rolle als Zeiger für ein ausreichend kühles Mikroklima in bestimmten Moorbereichen zukommt. Dies dürfte auch für das Sphagnetum magellanicum, das die wichtigste Pflanzengesellschaft der Ufervegetation an den Schlenken im Brockengebiet darstellt, zutreffen. Vom Eriophoro-Trichophoretum cespitosi unterscheidet sich diese Assoziation im Schwarzwald nur durch das Fehlen von *T. cespitosum* und das weniger stete Vorkommen von *Carex pauciflora* und *Vaccinium uliginosum* (DIERSSEN und DIERSSEN, 1984). Eine Trennung des Eriophoro-Trichophoretum cespitosi vom Sphagnetum magellanicum nach der Höhenlage erscheint im Harz dagegen nicht möglich zu sein (vgl. ELLWANGER, 1995; JENSEN, 1961, 1987). Das Sphagnetum magellanicum in der hier diskutierten Form umfaßt daher auch Bestände mit *T. cespitosum*.

Im Harz ist *T. cespitosum* typisch für Stillstands- und Erosionskomplexe, die es oft großflächig dominiert, während es in wachsenden Moorpartien nur in geringer Stetigkeit und Deckung vorkommt. Mit der Ausbreitung von *T. cespitosum* geht meist ein starker Rückgang der Torfmoose bis hin zu ihrem Verschwinden einher. Diese Entwicklung, die auch in einigen Hochmooren der Vogesen, des Schwarzwaldes und des Hohen Venns beobachtet wurde, wird meist auf eine Störung des Wasserhaushalts infolge menschlicher Eingriffe zurückgeführt (ELLENBERG, 1986; s.a. ELLWANGER, 1995). *T. cespitosum* könnte daher auch als Signalfaktor für stark schwankende Wasserstände und eine erhöhte Austrocknungsgefahr der Brutgewässer dienen. Allerdings scheint die Eroberung ehemals wachsender Hochmoore durch *T. cespitosum* erst eine Entwicklung der letzten 100 bis 150 Jahre zu sein (ELLENBERG, 1986), so daß der Zeigerwert von *T. cespitosum* für die Habitatselektion durch *S. alpestris* möglicherweise gering ist. Andererseits ist zu berücksichtigen, daß *T. cespitosum* auch in den Alpen und in Skandinavien, den Hauptverbreitungsgebieten von *S. alpestris*, häufig ist. Hinsichtlich der Habitatselektion könnte *T. cespitosum* evtl. auch als Zeiger für einen konkurrenzarmen Lebensraum dienen, da die häufig trockenfallenden Schlenken

für andere Libellenarten außer *S. arctica* nicht erfolgreich besiedelbar sind.

Andererseits könnten die Torfmoose der Ufervegetation der Signalfaktor für einen ausgeglichenen Moorwasserhaushalt sein. Die Pflanzengesellschaften - das Sphagnetum *magellanicum* bzw. das Eriophoro-Trichophoretum *cespitosum* - können dagegen keinen proximate factor für einen ausgeglichenen Moorwasserhaushalt darstellen, wie STERNBERG (1990) annimmt. Grundwasserstandsmessungen zeigen, daß ihre verschiedenen Ausbildungen (Subassoziationen) sehr unterschiedliche Grundwasserverhältnisse widerspiegeln (z.B. DIERSSEN und DIERSSEN, 1984; ELLWANGER, 1995). Obwohl die Larven von *S. alpestris* wochenlanges Austrocknen ihrer Gewässer unbeschadet überstehen können (s.o.), dürften die Trockenphasen insgesamt die Entwicklung der Tiere jedoch erheblich verzögern. Dafür spricht auch, daß im Brockengebiet in den sehr häufig austrocknenden Schlenken großflächiger Stillstands- und Erosionskomplexe mit einer Ausnahme (Schlenke S15, 1 Exuvie) keine Nachweise einer erfolgreichen Larvalentwicklung gelangen. Günstig für *S. alpestris* scheinen somit Gewässer zu sein, die durch längere Austrocknungsphasen konkurrenzarm bis -frei sind (s.o.), aber gleichzeitig auch nicht zu lange austrocknen und damit die Entwicklung der Larven zu stark verzögern oder diese zum Absterben bringen.

Das Sphagnetum *magellanicum* ist außerdem bezeichnend für stark saure, oligotrophe Standorte. Laborversuche von STERNBERG (1990) zeigen eine gute Verträglichkeit unterschiedlicher Wassermilieus für die Larven von *S. alpestris*. Das fast quantitative Absterben der Larven im "Lehmwasser" eines stark elektrolytreichen Gewässers ($600-1500 \mu\text{S}/\text{cm}^2$) zeigt aber, daß der Faktor Wasserchemismus nicht ganz unwesentlich ist, im Rahmen natürlicher Vorkommen - zumindest im Mittelgebirgsraum - aber keinen Einfluß auf die Verbreitung haben dürfte.

Hinsichtlich der Gewässerstruktur (Größe, Tiefe, Uferhöhe) scheint *S. alpestris* keine besonderen Ansprüche zu stellen. Sie wird aber durch interspezifische Konkurrenz z.B. von *Aeshna juncea* teilweise von größeren Gewässern verdrängt.

Aus den Ausführungen ergibt sich etwa folgendes Schema (Abb. 3; vgl. STERNBERG, 1990):

proximate factors	ultimate factors
Anwesenheit von Fichten	-> ausreichend kühles Regionalklima
Sphagnetum magellanicum	-> kühles Mikroklima in bestimmten Moorbereichen
Torfmoose in der Ufer- oder Gewässer-Vegetation	-> ausgeglichener Moorwasserhaushalt

Abb. 3: Signalfaktoren für die Habitatselektion durch *Somatochlora alpestris* im Harz

Danksagung

Der Verwaltung des Nationalparks "Hochharz" - insbesondere Herrn Dr. G. Karste und Herrn Dr. U. Wegener - danke ich für die Unterstützung meiner Untersuchungen und die Ausnahmegenehmigung zur Betretung der Moore, ohne die die vorliegende Arbeit nicht hätte erstellt werden können.

Literatur

- ANDER, K. (1950): Zur Verbreitung und Phänologie der borealpinen Odonaten der Westpaläarktis. *Opusc. Entomol.* 15: 53-71
- BROCKHAUS, T. (1988): Erste Ergebnisse von Odonaten-Bestandsaufnahmen in Regenmooren des Erzgebirges (Bezirk Karl-Marx-Stadt, DDR). *Libellula* 7: 103-109
- BROCKHAUS, T. (1990): Zum Vorkommen von *Somatochlora alpestris* (SEL.) und *Somatochlora arctica* (ZETT.) im Erzgebirge (Insecta, Odonata: Corduliidae). *Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden* 17: 97-100
- BROCKHAUS, T. (1994): Alpen-Mosaikjungfer (*Aeshna caerulea* [STRÖM]) und Alpen-Smaragdlibelle (*Somatochlora alpestris* [SELYS]) in einigen Regenmooren der Tschechischen Republik und in den mitteleuropäischen Waldgebirgen (Insecta: Odonata: Aeshnidae, Corduliidae). *Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden* 19: 145-152
- BURMEISTER, E.-G. (1982): Die Libellenfauna des Murnauer Moores in Oberbayern (Insecta: Odonata). *Entomofauna*, Suppl. 1: 133-184
- DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.) (1993-1995): Monatlicher Witterungsbericht des Deutschen Wetterdienstes. *Amtsblatt des Deutschen Wetterdienstes*. Offenbach/Main
- DIERSSEN, B. und K. DIERSSEN (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. *Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ.*, Beih. 39: 1-510
- DORLOFF, F. und R. KÖRNER (1981): Odonatenfauna des Harzes. *Libellula* 1: 39-41

- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 4. verb. Aufl. Ulmer, Stuttgart
- ELLWANGER, G. (1995): *Die Vegetation der Moore des Brockens*. Unveröff. Diplomarbeit Universität Göttingen
- GLÄSSER, R. (1994): *Das Klima des Harzes*. Dr. Kovac, Hamburg
- HÖLZER, A. (1977): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindenseemoor bei Schonau (Mittl. Schwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung des Kationenhaushalts. *Diss. Bot.* 36: 1-195
- JÄGER, E. (1968): Die Pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. *Feddes Rept.* 79: 157-335
- JENSEN, U. (1961): Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. *Natursch. Landespfl. Nieders.* 1: 1-73
- JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes. Allgemeiner Teil. *Natursch. Landespfl. Nieders.* 15: 1-93
- KAULE, G. (1976): Die Moore des Ammergebirges und seines Vorlandes. *Ber. bayer. Bot. Ges.* 47: 151-173
- LOHMANN, H. (1981): Postglaziale Disjunktion bei europäischen Libellen. *Libellula* 1:2-4
- MÜLLER, J. (1987a): Nachweis der boreo-alpinen Somatochlora alpestris (SELYS, 1840) (Ins., Odonata) im Brockenhochmoor des NSG Oberharz. *Ent. Nachr. Ber.* 31: 230-232
- MÜLLER, J. (1987b): Zum Vorkommen der Alpen-Smaragdlibelle (Somatochlora alpestris) und Arktischen Smaragdlibelle (Somatochlora arctica) in den Hochmooren des Naturschutzgebietes Oberharz. *Mitteilungsblatt des Kulturbundes der DDR, Gesellschaft für Natur und Umwelt, Bezirksvorstand Magdeburg* 1987, Nr. 5: 76-79
- PEUS, F. (1932): *Die Tierwelt der Moore*. Handbuch der Moorkunde, III. Gebr. Borntraeger, Berlin
- SCHMIDT, E. (1980): Zur Gefährdung der Moorlibellen in der Bundesrepublik Deutschland. *Natur und Landschaft* 55: 16-18
- SCHORR, M. (1990): *Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland*. Ursus, Balthoven
- SCHÖTTNER, A. (1952): Über ein weiteres Vorkommen von Somatochlora alpestris Selys und Somatochlora artica Zett. (Odonata) in der Tschechoslowakei. *Ent. Z.* 62: 107-112
- SJÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. *Oikos* 2: 241-258
- STERNBERG, K. (1989): Ergebnisse quantitativer Exuvienaufsammlungen in einigen Mooren des südlichen Hochschwarzwaldes, Bundesrepublik Deutschland: Eine vorläufige Bewertung (Odonata). *Opusc. zool. flumin.* 34: 21-26
- STERNBERG, K. (1990): *Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbildung*. Diss. Universität Freiburg
- WALTER, H. (1979): *Vegetationszonen und Klima*. 4. Aufl. Fischer, Stuttgart
- WILDERMUTH, H. (1986): Die Libellenfauna des Stelzensee-Gebietes (Prättigau). *Jber. natf. Ges. Graubünden* 103: 153-163
- WITTMER, M. (1991): Moorlibellen im Nationalpark Bayerischer Wald. *Nationalpark* 70: 22-25

- ZIMMERMANN, W. (1975): Zum Vorkommen seltener Libellenarten in Thüringen (Odonata, Anisoptera). *Ent. Ber., Berlin* 1975: 23-26
- ZIMMERMANN, W. (1976): Faunistisch-ökologische Analyse der Odonatenfauna westthüringischer Gewässer (Insecta, Odonata). *Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha* 1976: 19-47

