

## BIOTOPSTRUKTUR UND ÖKOLOGISCHE FUNKTIONEN DER STAUSTUFEN AM UNTEREN INN

J. REICHHOLF

### *Abstract*

The ecological consequences of river damming are highly dependent on the state of the river before the construction of the dams. For rivers in a quite natural state damming is normally more or less detrimental, but the construction of impoundments on channelized rivers may balance the adverse effects of channelization to some degree if the dams are built in accordance with the ecological necessities. Then a re-naturalization, i.e. an ecological state closer to the former natural conditions, may be achieved.

The criteria applied to the evaluation of the ecological state of the river ecosystem and its influencing by the impoundment construction are given in the quantifiable land-water-interactions, in species richness and diversity, and by the state and succession of the aquatic communities as well as by the input-output relations in energy flow through the trophic levels.

The examples of different types of impoundment constructions on the lower Inn river indicate the possibility of an ecological optimization of channelized rivers by damming.

### 1. Einleitung

Die Errichtung von Staustufen wird in der Regel als schwerwiegende Belastungsgröße für ein Fließgewässer-Ökosystem angesehen. Für einen Fluß, der sich in einem naturnahen Zustand befindet, ist dies zweifellos auch der Fall. Die Einstauung wird die ökologischen Verhältnisse auf jeden Fall negativ beeinflussen und das System aus seinem balanzierten Gleichgewichtszustand hydrodynamisch und ökologisch auslenken.

Stauseen werden in Mitteleuropa jedoch im allgemeinen an Flüssen errichtet, die bereits mehr oder weniger stark aus ihrem natürlichen Zustand ausgelenkt sind. Eindeichung, Kanalisierung und Abflußregulierung haben fast überall die funktionelle Einheit von Fluß und Flußbaue unterbrochen oder zumindest nachhaltig negativ beeinflußt. Die Beurteilung eventueller Aufstauprojekte hat daher auf einer anderen Bezugsbasis zu erfolgen. Dabei muß der gegenwärtige Zustand des regulierten Flusses zunächst in einer Weise analysiert werden, daß ein Vergleich mit dem unregulierten Ausgangszustand und eine Abschätzung der Konsequenzen möglich werden. Die Konsequenzen sind nun keineswegs von vornherein evident, denn die Entwicklung des Fließwasserökosystems wird in starkem Maße von den Möglichkeiten beeinflußt, die durch die technische Konstruktionen eröffnet werden (Reichholf 1976a). Im kanalisiertem Zustand des Flusses sind zumeist keine wesentlichen Entwicklungs- und Veränderungsmöglichkeiten mehr gegeben, da die technische Konstruktion keine weiteren Freiheitsgrade mehr zuläßt. Die Anlage von Staustufen kann dagegen neue Freiheitsgrade eröffnen

und – wie zu zeigen sein wird – den Fluß zumindest partiell wieder in einen naturnäheren Zustand überführen.

## 2. Bewertungskriterien

### 2.1. Allgemeines

Die Voraussetzung für eine ökologische Zustandsanalyse und für einheitliche, nachvollziehbare Wertungen auf ökologischer Basis ist die Auswahl geeigneter, *quantifizierbarer* Parameter. Nur wenn die Zustandsgrößen, auf denen die Bewertungen aufgebaut sind, nach einheitlichen Verfahren meßbar sind, werden sich rationale Aussagen über funktionell bedeutsame Zustände machen und von subjektiven, landschaftsästhetischen Urteilen trennen lassen. Das soll selbstverständlich die Bedeutung der ästhetischen Bewertung der Landschaft und ihres vom Menschen geschaffenen Bildes nicht schmälern, sondern vielmehr die notwendige Trennung zwischen der naturwissenschaftlichen Methodik der Zustandsanalyse der Ökosysteme und der auf menschliche Vorstellungen und Wünsche bezogenen Bewertungen anhand des Landschaftsbildes vollziehen. Für ein Gesamturteil sind beide Bewertungsansätze unerläßlich.

### 2.2. Kriterien

Zur Messung der Veränderungen, die sich aufgrund der Kanalisierung und Aufstauung von Flüssen ergeben, lassen sich zwei Gruppen von Parametern heranziehen, die miteinander zum Teil in Wechselwirkung stehen. Es sind die *abiotischen Parameter*

- Wasserführung und ihre Dynamik (hydrodynamisches Gleichgewicht); gemessen in  $\text{m}^3/\text{sec}$  und bezogen auf die Zeitachse (t);
- Strömungsgeschwindigkeit im Durchflußquerschnitt und ihre örtliche und zeitliche Veränderung, gemessen in  $\text{m}/\text{sec}$ ;
- Materialfracht (Geschiebe, Schwebstoffe und organisches Material), gemessen in  $\text{kg}$  oder Tonnen pro Zeiteinheit und ihre zeitliche Dynamik;
- Fläche der Wasser-Land-Interaktionen (Fluß Flußbaue – Koppelung), gemessen in  $\text{m}^2$  und ihre Veränderung durch die Ausbaumaßnahmen;
- Uferausbildung als Grenzlinie zwischen Wasser und Land gemessen in Uferkilometer pro Flußkilometer ( $\text{Km}_U/\text{Km}_F$ )

und die *biotischen Parameter*

- Artenreichtum an Organismen, gemessen in Artenzahlen pro Flußabschnitt;
- Individuendichte der Organismen, gemessen in Individuen pro Flächeneinheit;
- Diversität als Maß für die Komplexität der Lebensgemeinschaften, gemessen mit Hilfe der Diversitätsformel von Shannon & Wiener (vgl. Bezzel & Reichholf 1974, Höser 1973, Nagel 1975 u.a.)

$$H_s = - \sum_{i=1} p_i \log p_i \quad (p_i = \text{relative Häufigkeit der } i\text{-ten Art an der Gesamtheit})$$

- Produktivität, gemessen in Biomasse-Aufbau in der Zeiteinheit (kg/t organische Substanz);
- Input-Output-Effektivität im Stoffumsatz, gemessen als Differenz zwischen beiden in der Zeiteinheit oder als Umsatzraten.

Mit Hilfe dieser Parameter sollte es möglich sein, den ist-Zustand eines Gewässer-Ökosystems so weit zu quantifizieren, daß das Ausmaß der Auslenkung aus dem Grundzustand des unregulierten Flusses abschätzbar und die zu erwartende Bilanz der Veränderung bei weiteren Maßnahmen prognostizierbar werden.

### 3. Anwendung der Kriterien am Beispiel der Innstauseen

Die Parameter zur quantitativen Bestimmung des Ausmaßes der Veränderungen im Fließwasser-Ökosystem lassen sich nun auch für die vergleichende Bearbeitung unterschiedlicher Strukturtypen von Stauseen (vgl. Reichholf 1976a) verwenden. Für den kanalisiertem Ausgangszustand, auf den die Anlage der Stauseen folgte, ergibt sich, kurz zusammengefaßt, folgende Bilanz:

Durch Auslenkung aus dem hydrodynamischen Gleichgewichtszustand tiefte sich der kanalisierte und damit abflußbeschleunigte Fluß zunehmend ein, wodurch eine praktisch vollständige Trennung von Fluß und Flußauwe vollzogen wurde. Überhöhte Strömungsgeschwindigkeit (verdoppelt bis verdreifacht) und ein minimaler Uferausbildungsindex ( $Km_U \approx Km_F = 1,1$ ) kennzeichnen den regulierten Lauf, der zudem im biotischen Bereich ausgesprochen verarmt ist (ein Fünftel der Wasservogelarten, sehr geringe Wasservogel- und mäßige Fischbiomasse, und – soweit bekannt – eine geringe Input-Output-Effektivität, was

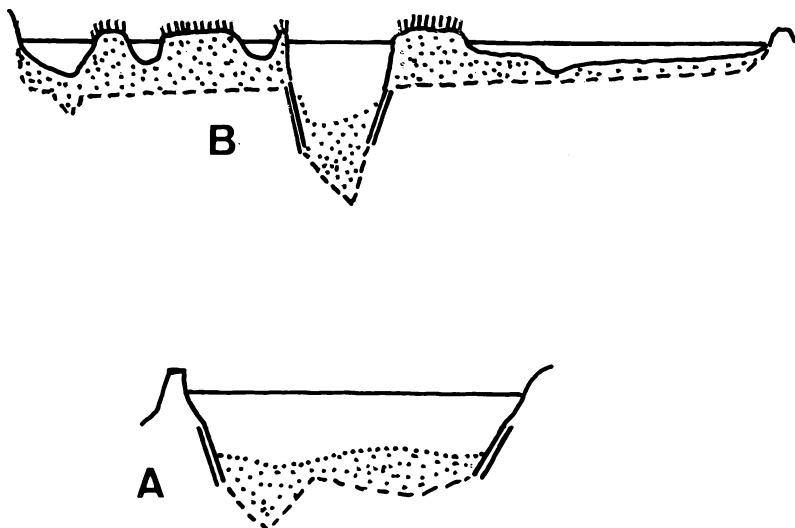


Abb. 1. Profilquerschnitt durch einen Stausee vom Durchlaufstyp (A) und vom Verlandungstyp (B). Punktiert = Verlandung über dem gestrichelten Urprofil vor der Einstauung (10-fach überhöht).

sich an der über weite Strecken kaum verändernden Wasserqualität zeigt, wie z.B. an der unteren Salzach nach Angaben aus dem Umweltbericht 1972). Die Bilanz fällt in der Gesamtwertung der ökologischen Parameter außerordentlich schlecht aus. Der Fluß ist zum Kanal gemacht worden, der die Hochwassergefahr jedoch nicht verminderte, sondern das Ausmaß der Wasserstandsschwankungen sogar erhöhte (Reichholf 1973).

Die Errichtung von Staustufen hat am unteren Inn diese Entwicklung zu einem wesentlichen Teil wieder wettgemacht. Doch in den vier verschiedenen Stauseen zeigen sich ganz unterschiedliche Konstruktionstypen (Reichholf 1976a), deren ökologische Effektivität hier vergleichend geprüft werden soll. Abgesehen vom Spezialfall der Salzachmündung, wo das Mündungsdelta der Salzach in den Inn (Reichholf 1966) mit eingestaut worden ist, gibt es im wesentlichen zwei deutlich unterscheidbare Konstruktionstypen (Reichholf 1976a). Es sind dies die beiden als „Verlandungstyp“ angelegten Staubecken Ering-Frauenstein und Egglfing-Obernberg, die 1942/43 eingestaut worden sind, und der als „Durchlauftyp“ 1961 errichtete Stauraum Schärding-Neuhaus am unteren Inn flußaufwärts von Passau. Durchlauftyp und Verlandungstyp unterscheiden sich vornehmlich im Ausmaß der Einbeziehung der früheren Überschwemmungszone in der Talau in den Staubecken (Abb. 1). Die hohe Schwebstoff-Fracht des Inn bedingt eine außerordentlich rasche Verlandung, in deren Verlauf nach rund einem Jahrzehnt die Staubecken so weit wieder aufgefüllt werden, daß sich der den Wasserführungsverhältnissen entsprechende Durchflußquerschnitt im Sinne eines dynamischen Gleichgewichtes einstellt (Reichholf 1976a).

Der mäßig mit Abwässern belastete untere Inn weist im Bereich der drei zu vergleichenden Stauseen eine durchschnittliche Wassergüte von II-III (Umweltbericht 1972) auf. Die Fischfauna ist nur im Bereich der Inseln und Verlandungszone reich entwickelt, in den Hauptstauräumen dagegen von nur geringer Bedeutung. Den Wasservögeln kommt dagegen eine wichtige Funktion in den biologischen Umsatzzyklen des Stausee-Ökosystems zu (Reichholf 1976b). Die Art der Zusammensetzung der Wasservogelgemeinschaften kann als Indikator

*Tabelle 1* Artenreichtum (n), Menge (N) und Artendiversität ( $H_s$ ) der Wasservögel zweier Innstauseen gleicher Fläche aber unterschiedlichen Konstruktionstyps.

Zählung (Monat)	„Verlandungstyp“			„Durchlauftyp“		
	n	N	$H_s$	n	N	$H_s$
IV/76	20	1902	1,80	14	1544	0,74
III/73	27	5667	1,84	20	9889	1,35
IX/75	22	4219	1,46	8	241	0,88
I/75	20	3400	1,80	16	1833	1,52
IV/73	28	3449	2,01	19	3794	1,00
X/74	19	3784	1,49	19	1165	1,14
III/76	25	4948	1,91	15	1904	1,35
X/75	17	2512	1,66	12	613	1,24
II/76	21	2313	1,85	12	1333	1,54
VIII/72	32	5793	1,83	16	1549	1,10
∅	23	3800	1,76	15	2390	1,21

für den ökologischen Zustand gelten (Reichholf 1976c, Utschick 1976).

In Tabelle 1 werden die Unterschiede in Artenzahl (n), Individuenmenge (N) und Artendiversität ( $H_s$ ) für die beiden Konstruktionstypen „Verlandungstyp“ und „Durchlauftyp“ anhand von 10 zufallsgemäß aus den Zählserien der Internationalen Wasservogelzählung von 1972 bis 1976 herausgegriffenen Simultanerfassungen dargestellt.

Mit durchschnittlich 25 Arten pro Zählung liegt der Wert für den 2. Stausee vom Verlandungstyp (Innstausee Egglfing-Obernberg) im gleichen Größenbereich wie das in Tabelle 1 ausgewertete Staugebiet Ering-Frauenstein mit 23 Arten. Da die Freiwasserflächen jedoch mit unterschiedlichem Anteil in den in Tabelle 1 verglichenen Staugebieten vertreten sind, ist für die Abschätzung der unterschiedlichen ökologischen Effektivität der Wasservögel insgesamt der Vergleich mit dem Staugebiet Egglfing-Obernberg geeigneter. Abb. 2 zeigt die Verhältnisse, bezogen auf gleiche Flächen und die Quersummen der monatlichen Wasservogelzählungen.

Der „Durchlauftyp“ bringt es auf viel weniger Wasservogelindividuen, was

*Tabelle 2* Bestimmung der Strukturdiversität der beiden Stausee-Typen mit Hilfe der Habitat-Diversität ( $H_h$ ) aus den Profilquerschnitten der Stauseen. (Angaben in %).

A	Fluß-kilometer	Wassertiefe > 1 m	0–1 m	Inseln	$H_h$
	20	100	0	0	0
	21	100	0	0	0
	22	100	0	0	0
	23	100	0	0	0
	24	80	20	0	0,50
	25	80	10	10	0,63
	26	85	5	10	0,52
	27	80	10	10	0,63
	28	70	10	20	0,80
	29	65	15	20	0,88
Ø	10 Profile	87,2%	6,4%	6,4%	0,39
Durchlauftyp (Stausee: Schärding-Neuhaus)					
B	F-Km	> 1 m	0–1 m	Inseln	$H_h$
	48,5	85	15	0	0,42
	49	62	30	8	0,85
	50	25	40	35	1,06
	51	10	50	40	0,93
	51,5	25	55	20	0,99
	52	35	55	10	0,93
	53	25	55	20	1,00
	54	20	47	33	1,04
	55	15	35	50	0,98
	56	30	30	40	1,08
Ø	10 Profile	33,2%	41,2%	25,6%	0,93
Verlandungstyp (Stausee: Ering-Frauenstein)					

bei gleicher Wasserqualität von II-III und etwa gleicher Dichte des Fischbestandes eine erhebliche Verringerung der ökologischen Effektivität der Wasservögel in den Stoffkreisläufen bedeutet. Der Verlandungstyp ist hier fast viermal effektiver bzw. der Durchlaufstyp erreicht nur ein Viertel des potentiell von Wasservögeln zu leistenden Umsatzes. Entsprechend liegt auch die Artendiversität deutlich niedriger als bei den „Verlandungstypen“.

Es wurde daher versucht, eine Möglichkeit zur Messung der Struktur der Staubecken selbst zu finden. Als möglicherweise geeignetes Maß kann die Habitatdiversität gelten ( $H_h$ ), die mit Hilfe der Diversitätsformel von Shannon & Wiener (s.o.) unter Zugrundelegung klar unterschiedlicher Biotopstrukturen berechnet worden ist.

$$H_h = - \sum p_k \log p_k \text{ (für } p_k = \text{relative Häufigkeit der Biotopelemente)}$$

Als unterscheidbare Biotopelemente, die auch im Hinblick auf die Wasservogelfauna von Bedeutung sind, wurden die Tiefenzonen > 1 m Wassertiefe, Flachwasser von 0 – 1 m Tiefe und über die Wasserfläche reichende Inseln und Sandbänke gewertet (Tabelle 2).

Es ergibt sich aus Tabelle 2, daß der Durchlaufstyp nur etwa ein Drittel der Strukturdiversität des Verlandungstyps erreicht. Tatsächlich dürfte die Verringerung an relevanten Biotopstrukturen noch erheblich größer sein, da gerade in der Tiefenzonierung von 0 bis 1 m Wassertiefe die feinste ökologische Einnischung der Wasservögel (vgl. Reichholf 1973) zu finden ist. Die erheblich

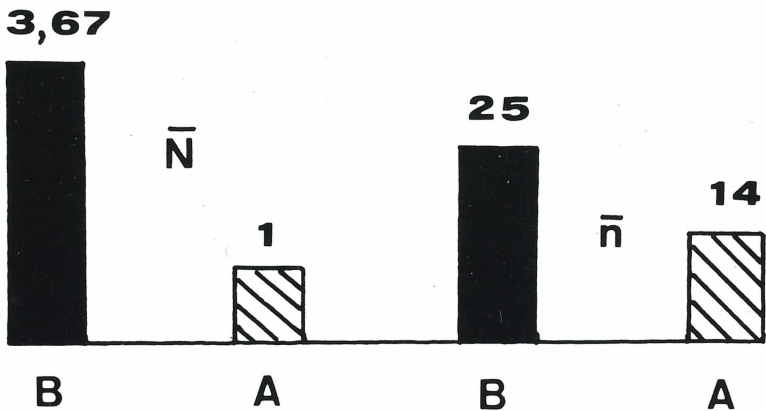


Abb. 2. Durchschnittliche Individuen ( $\bar{N}$ )- und Arten ( $\bar{n}$ ) dichte von Wasservögeln auf Stauseen vom Durchlaufstyp (A) und Verlandungstyp (B). Der Verlandungstyp hat eine um den Faktor 3,67 höhere Wasservogeldichte und mit 25 Arten fast doppelt so viele wie der Durchlaufstyp. Verglichen sind die Werte aus der Internationalen Wasservogelzählung an den Innstauseen Schärding-Neuhaus (A) und Egglfing-Obernberg (B). Der Stausee Ering-Frauenstein (vgl. Tab. 2) bringt bei ähnlich hohem Artenreichtum wie Egglfing-Obernberg aufgrund der geringeren Freiwasserfläche niedrigere Individuenmengen, jedoch in vergleichbarer Dichte.

geringeren Artenzahlen im Durchlauftyp werden daraus erklärlich. Da Stauseen jedoch erheblich die Input-Output-Bilanzen der Nährstoffe beeinflussen, die den beiden Haupt-Nahrungsketten der biologischen Produktion (Wasserpflanzen und Detritus) zugrunde liegen (Ridley & Steel 1975), bedeutet eine Strukturierung des Staubeckens nach dem Durchlauftyp eine klare Verminderung der ökologischen Effizienz und umgekehrt eine Verbesserung im Falle der Verlandungstypen.

Bei den abiotischen Kenngrößen können Stauseen vom Verlandungstyp eine weitgehende Wiederherstellung der natürlichen Zustände ermöglichen (Reichholf 1976a). Die biologischen Prozesse folgen eng der abiotischen Biotopentwicklung. Die Strukturdiversität eignet sich daher möglicherweise allgemein als Maß für die potentielle Renaturalisierung eines kanalisierten Flusses. Struktur und Funktion stehen – wie in allen belebten Systemen – in enger Beziehung zueinander. Funktionelle Eigenschaften können daher anhand der strukturellen Vorbedingungen prognostiziert werden. Derartigen Prognosen sind das Ziel von Studien zum kontrollierten Management von Ökosystemen.

#### 4. Auswirkungen auf den Auwald

Die funktionelle Koppelung von Fluß und Flußbaue zu einem System bedingt erhebliche Auswirkungen von Veränderungen im Teilsystem „Fluß“ auf das damit verbundene Auwald-Ökosystem. Zahlreiche Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Auwäldern belegen die enge Abhängigkeit von der Dynamik des Flusses (Ellenberg 1963, Heller 1969, Moor 1958, Wendelberger 1975, 1976, Wilmanns 1973 u.a.). Insbesondere trennt der Ausfall der Überschwemmungen die Einheit der Land-Wasser-Interaktionen in der Flußbaue; und gerade die Hochwasserfreilegung war eines der Hauptziele der wasserbautechnischen Eingriffe. Die Erfahrungen am Inn wie auch an anderen Flüssen zeigten immer wieder, daß in der Regel der Auwald nicht mehr erhalten werden kann, wenn die Trennung vom Fluß erfolgt ist. Die Weichholzaue beginnt sich umzustrukturieren als Reaktion auf die geänderten ökologischen Verhältnisse. Nur die Einbeziehung der Auwälder in das Stausystem – sei es durch Überlaufdämme, die Hochwasser regelmäßig in die Aue bringen, oder durch Erfassung der gesamten Talau in den Staubeckbereich – bringt langfristig die Möglichkeit zur Erhaltung der Auen. Zudem können sich auf den neu entstandenen Inseln innerhalb der Stauräume sehr rasch (innerhalb von etwa 20 Jahren) neue Weichholzauwälder ausbilden, die – unbeeinträchtigt von menschlichen Nutzungen – naturnähere Zustände widerspiegeln, als die verbliebenen Restauwälder, die mehr oder weniger starker menschlicher Nutzung ausgesetzt sind. Solche Auwälder sind am unteren Inn vielfach in den Stauräumen neu entstanden. Ihre genauere pflanzensoziologische Untersuchung steht noch aus.

## Literatur

- Bezzel, E. & J. Reichholf (1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. *J. Orn.* 115: 50–61.
- Ellenberg, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart.
- Heller, H. (1969): Lebensbedingungen und Abfolge der Flußauenvegetation in der Schweiz. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswesen* 45: 1–124.
- Höser, N. (1973): Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zählergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. *Beitr. Vogelkde.* 19: 313–328.
- Moor, M. (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischer Flußauen. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswesen* 34: 221–360.
- Nagel, P. (1975): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes. Dissertation, Saarbrücken.
- Reichholf, J. (1966): Untersuchungen zur Ökologie der Wasservögel der Stauseen am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 7: 536–604.
- Reichholf, J. (1973): Wasservogelschutz auf ökologischer Grundlage. *Natur u. Landschaft* 48: 274–279.
- Reichholf, J. (1976a): Zur Öko-Struktur von Flußstauseen. *Natur u. Landschaft* 51: 212–218.
- Reichholf, J. (1976b): Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. *Verb. Ges. Ökologie Wien* 1975: 247–254.
- Reichholf, J. (1976c): Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. *Landschaft u. Stadt* 8: 125–129.
- Ridley, J.E. & J.A. Steel (1975): Ecological aspects of river impoundments. In: Whitton, B.A. (ed.): *River Ecology*. Oxford. S. 565–587.
- Umweltbericht 1972. Herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München.
- Utschick, H. (1976): Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. *Verb. orn. Ges. Bayern* 22: 395–438.
- Wendelberger, G. (1975): Ökosystem Auwald. Wien.
- Wendelberger, G. (1976): Die Auenwälder der Donau im Hinblick auf die Staustufen. *Verb. Ges. Ökol. Wien* 1975: 235–240.
- Wilmanns, O. (1973): Ökologische Pflanzensoziologie. Heidelberg.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Josef Reichholf, Zoologische Staatssammlung, Maria-Ward-Str. 1 B,  
D-8000 München 19.