

## مروری اجمالی بر برخی روشهای تعیین حجم جمعیت گونه های جانوری

مهدی سلمان پور<sup>۱</sup>

<sup>۱</sup> دانشکده علوم ریاضی، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران

m.salmanpour@kashanu.ac.ir

### چکیده:

امروزه بیشتر مطالعات حوزه زیستی نیازمند وجود تخمینی از تراکم یا اندازه جمعیت حیوانی می باشند. این موضوع به منظور حفظ و مدیریت صحیح گونه ها مختلف به ویژه گونه های بومی و یا نادر که دارای ارزش بسیار زیادی هستند از درجه اهمیت بالایی برخوردار است. همچنین در مواردی که گستردگی حیوانات به علت وسعت زیاد طول و عرض جغرافیایی زیستگاه آنها زیاد باشد سنجش میزان جمعیت گونه با دشواری های بیشتری مواجه خواهد بود. از طرف دیگر مدیران بخش حیات وحش باید از اندازه جمعیت یا تراکم یک گونه در یک منطقه معین به جهت نظارت بر تغییرات آنها و یا خلق تصمیمات مدیریتی فوری آگاهی داشته باشند. به هر حال پژوهش حاضر به دنبال آن است تا مروری سریع بر برخی روشهای متداول از قدیمی ترین فنون تا روشهای جدیدتر در این حوزه داشته باشد.

**کلید واژه ها:** حجم جمعیت، خط ترانسکت، روش صید و باز صید، نمونه گیری تصادفی با احتمال متغیر، نمونه گیری تصادفی طبقاتی.

### ۱- مقدمه

این مقاله برخی از روش های مهم در مقوله تخمین اندازه جمعیت گونه های جانوری را مرور می کند. برای تخمین تعداد یا تراکم حیوانات می توان بر اساس شمارش مستقیم واحدهای جمعیتی با استفاده از کوادرات، نوار، نمونه برداری، خط-برش عرضی، و نمونه برداری خطی و یا بطور غیر مستقیم با روشهای شمارشی، مانند گرفتن - علامت گذاری - بازپس گیری، تغییر در نسبت، تعیین شاخص هایی مانند صید موثر بر اساس تعداد مسیر، تماس، کنار جاده و تعداد گلوله ها، استفاده از دوربین های از راه دور و یا شمارش سرگین های مسیر تردد حیوانات اندازه گرفت. از سوی دیگر مدیران بخش حیات وحش باید اندازه جمعیت یا تراکم یک گونه در یک منطقه معین را به جهت نظارت بر تغییرات آنها بدانند. لذا باید جمعیت مطلق هر گونه را به منظور موجودی حیوانات شکار شده، فهرست کردن اثرات فرآیندهای مدیریت، تنظیم برداشت توسط شکارچیان بدانیم. مسلماً بررسی روابط گونه های مختلف در جامعه حیوانات از جامعه گیاهی سخت تر است زیرا حیوانات اغلب از ما پنهان می شوند یا آنقدر سریع حرکت می کنند که ممکن است همان عضو شمارش شده به طور مکرر شمارش شود یا اصلاً به حساب نیاید. این مقاله روش های نمونه گیری به منظور تخمین حجم جمعیت که معمولاً مورد استفاده قرار می گیرد را بررسی می کند.

اصولاً روشهای تخمین تعداد حیوانات یا چگالی آنها را می توان به دو دسته تقسیم کرد: آنهایی که مبتنی بر شمارش مستقیم واحدهای جمعیتی هستند و آنها که بر اساس شمارش شاخص های غیر مستقیم می باشند. به طور کلی برای برآورد اندازه جمعیت ضروری است بر اساس یک روش نمونه گیری متناسب با گونه خاص، تعیین زمان و مکان و نیز تعیین هدف تعریف دقیقی از جمعیت مورد نظر صورت پذیرد تا رابطه میان واحد نمونه اولیه با جمعیت مورد نظر درک شود. به منظور برنامه ریزی دقیق برای توسعه پایدار زیست بوم ضروری است که یک تکنیک نمونه گیری قابل اجرا که محدودیت های زمانی و بودجه ای مورد نظر را تحمل می کند؛ مورد استفاده قرار گیرد. در این مقاله، خلاصه برخی از روش های مهم برای تخمین تعداد حیوانات و خطاهای نمونه برداری آنها در شمارش های مستقیم، مانند نمونه برداری کوادرات، نوار و برش عرضی ارائه می شود. روش های مبتنی بر شمارش غیرمستقیم، مانند بازیابی آمارها، تغییر در نسبت، و تعیین شاخص های صید موثر که به صورت عددی برای حیوانات قابل تعریفند، مانند تعداد تماس ها، و تعداد گروه های گلوله ای و کنار جاده ای. شاخص ها یا نسبت ها تخمینی از جمعیت های مطلق ارائه نمی دهند، اما نشان دهنده روند جمعیت در طول سال ها و زیستگاه ها هستند.

در این مقاله بر آنیم تا مروری اجمالی بر برخی از معروفترین روشهای مستقیم یا غیرمستقیم تعیین حجم جامعه گونه های جانوری بپردازیم. لذا در بخش دوم به معرفی این شیوه ها و روابط تخمین آنها و تاحدی برآورد میزان خطای آنها اشاره خواهیم نمود. و در بخش سوم به نتیجه گیری و بحث خواهیم پرداخت.

### ۲- مروری بر شیوه های تعیین حجم جامعه گونه های جانوری

در این بخش ضمن مروری بر تکنیک های تعیین حجم جامعه های گونه های جانوری به برخی از فرمولهای تخمین آنها و نیز میزان خطای مرتبط با برآورد این روشها اشاره خواهیم نمود.

## ۱-۲- نمونه گیری قطعات مستطیلی

نمونه گیری قطعه مستطیلی (کوادرات) روشی است که معمولاً برای نمونه گیری از جمعیت‌ها زمانی که چارچوب جامعه در دسترس نیست، استفاده می‌شود. نمونه گیری قطعات مستطیلی روش برتر برای بیشتر مطالعات وسیع است. غالباً برای بررسی توزیع فضایی یک جمعیت از این روش استفاده می‌شود. معمولاً، قطعات مستطیل کوچک هستند و به طور مساوی در ناحیه کوچکی قرار می‌گیرند تا نمونه برداری شود. اغلب مستطیلهای طوری طراحی می‌شوند که واحدهای جمعیتی درون آنها تا حد امکان همگن باشند. تعداد مشخصی از مستطیلهای به طور تصادفی انتخاب می‌شوند و واحدهای جمعیت در هر قطعه شمارش می‌شود. اندازه و شکل مستطیل به زیستگاه بستگی دارد، فراوانی و تحرک گونه‌ها زمانی که یک جمعیت به طور تصادفی توزیع می‌شود، و نیز اندازه مستطیل تأثیری روی واریانس نخواهد داشت زیرا تعداد آنها تقریباً دارای توزیع پواسن بوده و می‌دانیم که واریانس یک توزیع پواسن برابر است با میانگین آن است. بنابراین اندازه یک قطعه مستطیل باید تا حد امکان کافی باشد تا بتوان توزیعی تصادفی را ارائه نمود. تعداد مستطیل‌هایی که باید نمونه برداری شوند، در مقاله سبیر (۱۹۷۳) فرمول زیر ارائه گردید

$$m = \frac{S}{1+NC^2} \quad (1)$$

که در آن  $S$  تعداد کل مستطیلهای  $N$  اندازه جامعه نمونه گیری شده و  $C$  ضریب تغییرات مربوط به  $\bar{N}$  یعنی برآورد حجم جمعیت است. در صورتی که  $N$  کوچک باشد، تعداد زیادی از مستطیلهای باید نمونه برداری شوند تا برآورد نسبتاً دقیقی ایجاد گردد. اغلب حیوانات، مانند پستانداران کوچک، تمایل دارند در پناهگاه‌ها جمع شوند لذا جمعیت آنها به طور تصادفی توزیع نشده است.

به ویژه، اگر نحوه پخش حیوانات دارای توزیع دو جمله‌ای منفی با پارامترهای  $K$  و  $P$  باشد، تعداد مستطیل‌ها برابر است با

$$m' = \frac{1}{C^2} \left( \frac{S}{N} + \frac{1}{K} \right) \quad (2)$$

به روشنی دیده می‌شود که  $m' > m$  می‌باشد، یعنی باید تعداد بیشتری از مستطیل‌هایی با اندازه و شکل یکسان باید نمونه برداری شوند. وقتی مشخص شد که تراکم جمعیت در مناطق مختلف متفاوت است، مستطیلهای بسیار کوچک یا بزرگ توصیه می‌شود (گریگ-اسمیت ۱۹۶۴). همچنین در چنین مواردی نمونه گیری طبقه‌بندی کارآمدتر از نمونه گیری تصادفی ساده است. مثلاً واتسون و همکاران در ۱۹۶۹ برای تخمین جمعیت فیل‌ها در منطقه مکومازی شرق آفریقا منطقه را به مناطق با تراکم زیاد و کم تقسیم کردند و تخصیص بهینه بر اساس برآوردهای واریانس به طور کلی منجر به دقت بیشتر نسبت به تخصیص متناسب با اندازه گردید. البته مثلاً اگر شمارش خود حیوانات در یک مستطیل دشوار باشد از یک متغیر کمکی نظیر تعداد اقامتگاه‌های آنها نیز می‌توان استفاده نمود و سپس با در نظر گرفتن نسبت حیوانات در هر اقامتگاه، تعداد کل تخمین زده می‌شود. این موضوع بوسیله کوک و مارتین (۱۹۷۴) و کوک و جاکوبسون (۱۹۷۹) به منظور بهبود در نمونه گیری قطعات مستطیلی پیشنهاد گردید.

## ۲-۲- نوار برشهای عرضی (نوار ترانسکت)

برای نمونه برداری بزرگ از مناطقی که چارچوب جمعیتی در دسترس است نمونه برداری نوار برش عرضی را می‌توان استفاده کرد. همه حیوانات در یک نوار با عرض ثابت شمارش می‌شوند (فرض می‌کنیم آنها یک احتمال شناخته شده و یکسان در مشاهده شدن دارند). زمانی که اشیاء مورد سرشماری نسبتاً متعدد و نوار برش عرضی تاحدی به راحتی قابل مشاهده باشد؛ خطوط موازی به عرض یک نوار به عنوان نمونه‌ای از جمعیت نوارها خواهد بود که متشکل از نوارهای انتخابی تصادفی از جمعیت نوارهاست. اکثر بررسی‌های نمونه‌ای از پستانداران دریایی به کمک نوار برش عرضی انجام می‌شود. برای این منظور نوار با عرض خاص از هواپیما یا از یک کشتی جستجو می‌شود و فقط حیوانات قابل مشاهده در داخل نوار را محاسبه می‌کنند. برآورد کل داده شده است بوسیله فرمول  $\bar{N} = n/P$  می‌باشد که در آن  $n$  نشان دهنده تعداد مشاهده شده در داخل نوار است و  $P$  میانگین احتمال دیدن یک پستاندار در صورتی که در نوار بیفتد؛ است. برای هر نقطه ثابت در سرشماری نوازی، مک لارن (۱۹۶۱) احتمال مشاهده یک حیوان را به صورت  $p = (t+s)/(s+u)$  ارائه نمود که در آن  $s$  زمانی است که یک پستاندار روی سطح می‌گذراند،  $u$  زمان صرف شده غوطه ور شدن و  $t$  طول دوره‌ای است که یک پستاندار غوطه ور برای ناظر قابل مشاهده است. در شرایطی که مناطق جمعیتی نامنظم باشند از نمونه گیری تصادفی ساده (یا نمونه گیری با احتمال متناسب با اندازه) می‌توان برای انتخاب نوارها استفاده کرد. یک ناظر در طول نوار راه می‌رود و تعداد حیوانات یا پرندگانی که می‌بیند را می‌شمارد. فرض بر این است که همه حیواناتی که در نوار وجود دارند قابل شمارش هستند. در صورتی که نوار انتخابی در راستای بیشترین تغییرات اکولوژیکی باشد بیشترین کارایی حاصل خواهد شد.

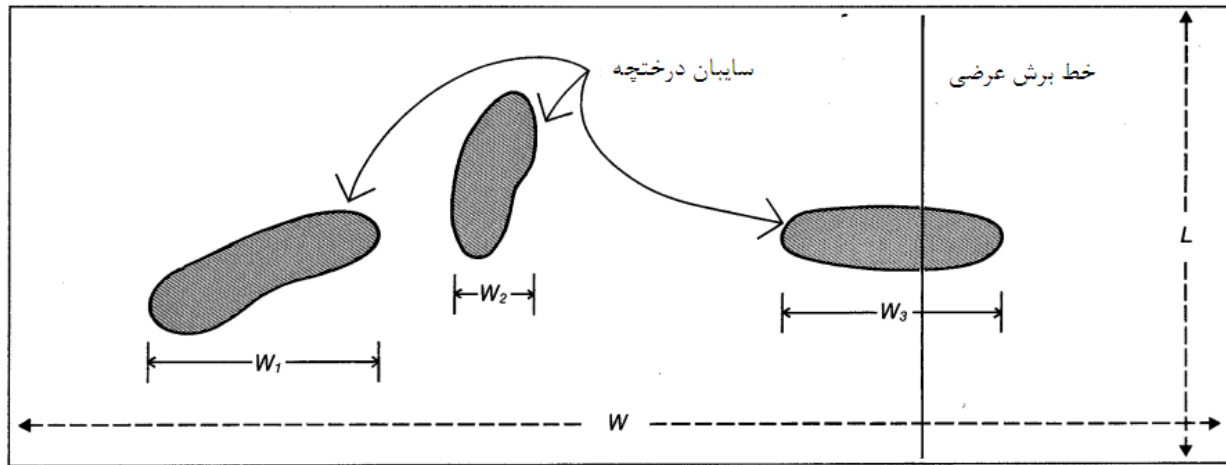
نوارهایی با طول‌های مختلف را می‌توان با انتخاب تصادفی زوج مختصات، انتخاب کرد. برخی محققین بررسی‌های هوایی بر روی نوار مورد استفاده حیات وحش برشهای عرضی به جای قطعات مستطیل را ترجیح می‌دهند، زیرا معمولاً انجام بررسی‌های نوازی آسان‌تر است و خطر کمتری برای شمارش مضاعف یا گم شدن گروه‌های حیوانی به دو دلیل زمین سخت و حرکت حیوانات دارد.

## ۳-۲- روش‌های عرضی از مبدأ خط و خط برش عرضی

هر دو روش عرضی از مبدأ خط و خط برش عرضی روش‌های نمونه گیری هستند که به در دسترس بودن یک چارچوب طبیعی بستگی ندارند. روش عرضی از مبدأ خط برای تخمین اجسام بی‌جان با اندازه‌های مختلف مفید می‌باشد. به عنوان مثال، سایبان درختچه‌ها یا محل‌های لانه حیوانات که شامل انتخاب یک برش عرضی به طول  $L$  به طور تصادفی در یک منطقه، با اندازه گیری طول عرض از مبدأ متقاطع توسط هر یک از اعضای جمعیت برای برآورد کل جمعیت در منطقه معین می‌باشد. در نمونه گیری خط عرضی از مبدأ احتمال انتخاب هر شیئی متناسب است با اندازه طول شیء و تکنیک کار عبارتست از جایگزین کردن هر شیئی در نقشه به وسیله یک "سوزن" به نحوی که نمونه حاصل شامل تمام اشیایی است که سوزن‌ها خط برش عرضی را قطع می‌کنند. اگر  $m$  تعداد کل عناصر باشد و مکان‌هایی که  $n$  برش عرضی تصادفی انتخاب شده را قطع می‌کنند، آنگاه برآورد ناریب از تعداد کل جمعیت و واریانس آن با فرمولهای زیر ارائه می‌شود

$$\bar{N}_L = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{p_i} \quad , \quad \text{Var}(\bar{N}_L) = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^n \frac{1-p_i}{p_i^2} \quad (3)$$

که در آن  $p_i = w_i/W$  بوده و  $w_i$  عرض سایه درختچه موازی با خط پایه  $W$  است که یک برش عرضی تصادفی را قطع می‌کند. اجزا به خوبی در شکل ۱ نمایش داده شده است.



شکل ۱- روش نمونه گیری برش عرضی.

روش برش عرضی خطی معمولاً برای اندازه گیری تعداد پستانداران یا پرندگان بزرگ زمینی در یک منطقه مشخص شده هنگامی که این حیوانات نادر هستند یا به راحتی دیده نمی شوند صورت می پذیرد. استفاده از عرض ثابت به عنوان نمونه گیری از نوار برش عرضی نه تنها به این معناست که در برخی از برش عرضها همه اجسام ممکن است قابل شمارش نباشند بلکه از نظر اقتصادی نیز به صرفه نیست زیرا تعداد زیادی از برش عرضها می توانند برای ارائه تخمین های قابل اعتماد منظور گردند که در چنین حالتی، ترجیح داده می شود که از روش خط برش عرضی استفاده شود، که از داده ها در مورد تمام اشیایی که در دو طرف خط برش عرضی برای برآورد "عرض موثر"  $W$  از نواری که ناظر هنگام حرکت در امتداد نوار پوشانده و دیده می شوند استفاده نماید. روشهای مختلفی برای برآورد در این حالت پیشنهاد گردیده از جمله کل جمعیت به صورت  $N = AD$  باشد که  $D$  تراکم جمعیت بوده و به وسیله رابطه زیر برآورد می شود که متغیرهای آن پیشتر معرفی گردید

$$\bar{D} = \frac{n}{L} \left( \frac{1}{W} \right) \quad (4)$$

اندرسون و پوسپاهلا (۱۹۷۰) روشی را برای تخمین "عرض موثر" به دلیل کم بودن دید همه لانه های اردک ها در داخل نوار پیشنهاد کردند. بافارد زیادی در تحقیقات خود از این روش بهره برده اند از جمله ابرهارت (۱۹۷۸)، رمزی (۱۹۷۹)، گیتس (۱۹۷۹) و برنهام و همکاران (۱۹۸۰)، برنهام و همکاران (۱۹۸۰) پیشنهاد نمودند که مفروضاتی به شرح زیر برقرار باشد (۱) اگر جسمی در خط ترانسکت باشد، احتمال دیده شدن آن یک می باشد، (۲) هنگام پیاده سازی این روش، هر حیوان دقیقاً در موقعیتی که در آن زمان اشغال کرده بود دیده می شود و نزدیک شدن ناظر و هیچ حیوانی بیش از یک بار به حساب نمی آید، (۳) فواصل و زوایای خطاهای اندازه گیری آزاد هستند، و (۴) مشاهده یک حیوان مستقل از دیدن دیگری طبق فرض (۱) ممکن است همیشه درست نباشد، به عنوان مثال، در هوا بررسی ها، احتمال مشاهده یک حیوان روی ترانسکت خط یک نخواهد بود (برنهام و همکاران (۱۹۸۰)).

سیبر (۱۹۷۳) خاطر نشان کرد که یکی از مشکلات اصلی در استفاده از خطوط ترانسکت، انتخاب مدل مناسب است. برای این کار لازم است که داده ها ثبت شوند به طور جداگانه برای هر بخش از طول  $(L \times S)$  که در آن  $S$  برابر است با تعداد خط برشهای ضروری. کاکس (۱۹۶۹) یک روش ناپارامتریک برای به دست آوردن برآوردی بی طرفانه و اریب (با میانگین مربع کمترین بدست آورد. روش ناپارامتری مشکلات خاصی را در برآورد کردن واریانس ایجاد می کند. یکی از روش های تخمین واریانس چگالی یا واریانس کل، استفاده از نمونه های فرعی تکراری است (سن و همکاران (۱۹۷۸)). این روش به معنای ساخت تعدادی برآوردهای مستقل از کل است.

#### ۲-۴- روش صید و بازصید

در این روش  $M$  عضو از یک جمعیت دستگیر، تعدادی از آنها علامت گذاری شده و همگی رها می شوند. سپس، یک نمونه  $n$  تایی گرفته می شود. اگر  $m$  نشانگر تعداد حیوانات علامت گذاری شده در نمونه اول باشد، یک برآورد اریب از اندازه جمعیت  $N$  و یک برآورد اریب واریانس آن به شرح زیر است

$$\hat{N} = \frac{n}{m} M, \quad \text{Var}(\hat{N}) = \frac{\hat{N}^2(\hat{N}-M)(\hat{N}-n)}{Mn(\hat{N}-1)} \quad (5)$$

پترسن (۱۸۹۶) جزو اولین افرادی بود که از این روش در مطالعات خود در مورد ماهی پلاک اروپایی استفاده کرد و لینکلن (۱۹۳۰) بعداً آن را برای تخمین تعداد اردک ها پیشنهاد کرد. کابات و همکاران (۱۹۵۳) از شاخص لینکلن در تخمین گوزن ها استفاده کردند. این روش به طور فراگیر به وسیله محققین مختلف مورد استفاده قرار گرفته است. تخمین  $N$  در این روش بر اساس فرضهای مهمی است، که عبارتند از (۱) جمعیت بسته است، یعنی  $N$  ثابت است. (۲) احتمال وجود همه حیوانات در اولین نمونه صید شده یکسان است، (۳) صید و علامت گذاری بر بقای حیوانات صید شده تأثیر نمی گذارد، (۴) حیوانات علامت گذاری شده بین دو مرحله از صید مفقود نمیشوند و (۵) همه علامت ها در بازبازی از نمونه دوم گزارش می شوند.

چپمن (۱۹۵۱) یک برآوردگر نارایب به صورت

$$\hat{N}_u = \frac{(M+1)(n+1)}{m+1} \quad (6)$$

بر اساس توزیع فوق هندسی پیشنهاد کرد. سیبر (۱۹۷۰) تخمین نارایب واریانس برآوردگر چپمن را به صورت زیر ارائه داد.

$$\text{Var}(\hat{N}_u) = \frac{(M+1)(m-1)(M-m)(n-m)}{(m+1)^2(m+2)} \quad (7)$$

بیلی (۱۹۵۱، ۱۹۵۲)، با استفاده از تقریب دو جمله ای برای توزیع فوق هندسی برآوردگر حداکثر درستنمایی (MLE) از  $N$  به شکلی دیگر بدست آورد که همان برآوردگر پترسن است. برای کارآمد بودن برآوردگر پترسن باید به اندازه کافی در نمونه دوم صید داشته باشیم.

وقتی تعداد حیوانات علامت گذاری شده نسبت به کل جمعیت ناچیز است؛ اشنابل (۱۹۳۸) پیشنهاد زیر را برای حجم نمونه ارائه داد:

$$\hat{N}_s = \frac{\sum_{t=2}^T n_t M_t}{\sum_{t=2}^T m_t} \quad (8)$$

که در آن  $n_t$  تعداد اعضای نمونه در زمان  $t$ ،  $M_t$  نشانگر تعداد اعضای مشخص شده در جامعه درست قبل از نمونه گیری در زمان  $t$  و  $m_t$  بیانگر تعداد اعضای مشخص شده و جمع آوری شده در نمونه و در زمان  $t$  می باشد.

فیشر و فورد (۱۹۴۷) روشی را توسعه دادند که به چندین رهاسازی و چندین بازپس گیری نیاز دارد. دیدگاه وی بر این منطق استوار بود که نمونه های گرفته شده بیشتر در معرض مرگ و میر طبیعی قرار دارند تا نمونه هایی که بعداً صیدگیری می شوند. این روش فرض می کند که میزان بقا ثابت است و کلی تر از مدل اشناابل است که در آن میزان بقا را عدد یک در نظر می گیرد.

روش های فوق مبتنی بر مدل های قطعی هستند که نرخ بقای ثابتی را در بازه زمانی فرض می کنند. جولی (۱۹۶۵) و سیبر (۱۹۶۵) از یک مدل تصادفی برای وضعیتی که در آن احتمال زنده ماندن یک حیوان در یک فاصله زمانی متغیر باشد و مواردی را که در آن مرگ وجود داشته یا مهاجرت یا زاد و ولد روی می دهد پوشش می دهد. با این حال، افزایش تعداد پارامترهایی که باید در مدل جولی و سیبر برآورد شوند دقت تخمین ها را کاهش می دهد.

## ۲-۵- روش تغییر در نسبت (CIR)

روشی دیگری برای تخمین جمعیت های بسته، که بر اساس تغییر نسبت جنسیتی ناشی از کشتن انتخابی است؛ که در آن اندازه جمعیت را می توان با دانستن نسبت های اصلی و نهایی جنسیتی و ترکیب جنسیتی صید بدست آمده تخمین زد. نسبت جنسیتی قبل و پس از کشتن با روش های نمونه گیری تعیین می شود. اسکترگود (۱۹۵۴) به چندین کاربرد میدانی این روش اشاره می کند. این روش برای نسبت های بدست آمده از سن، اندازه، رنگ، نسبت علامت گذاری شده به علامت گذاری نشده و غیره بکار می رود. کلکر (۱۹۴۰، ۱۹۴۲) برای اولین بار به روشی برای تخمین آهو و سایر جمعیت های حیات وحش اشاره کرد که در آن بخش عمده ای از فشار شکار بر علیه نرها بود. چپمن (۱۹۵۴، ۱۹۵۵) با بکارگیری یک روش آماری تخمینی برای جمعیت های بسته در نظر گرفت و برای اولین بار بحثی در مورد خطاهای نمونه گیری برآورد ارائه شده بیان نمود.

جمعیت بسته ای از حیوانات را در نظر بگیرید و فرض کنید که تفاوت در تعداد نر و ماده قبل و بعد از شکار رخ می دهد. اطلاعات موجود به شرح زیر است:

$n_t$ : اندازه نمونه های گرفته شده در ابتدا و انتها از دوره برداشت  $t = 1, 2$

$f_t$ : تعداد ماده ها در نمونه  $n_t$ ،  $m_t$ : تعداد نرها در نمونه  $n_t$ ، که در آن  $n_t = m_t + f_t$ ،  $R_m$ : تعداد نرهای صید شده در طول دوره برداشت (دوره بین زمان ۱ و ۲)

$R_f$ : تعداد ماده های صید شده در طول دوره برداشت و  $R = R_m + R_f$

آنچه قصد برآوردن آن را داریم عبارتست از:

$M_t$ : تعداد نرهای در جمعیت قبل از صید،  $F_t$ : تعداد ماده های در جمعیت قبل از صید،  $N = M_t + F_t$ ، همچنین خطاهای مربوط به برآورد آنها است.

با فرض نمونه گیری با جایگذاری، برآورد حداکثر درستنمایی برای  $M$  و  $N$  عبارتست از

$$\hat{N}_1 = \frac{R_m - R_f p_2}{p_1 - p_2} \quad \text{و} \quad \hat{M}_1 = p_1 \hat{N}_1 \quad (9)$$

همچنین  $\hat{F}_1 = \hat{N}_1 - \hat{M}_1$

واریانس مجانبی این برآورد گرها عبارتست از

$$\text{Var}(\hat{M}_1) = (P_1 - P_2)^{-2} \left( p_2^2 \frac{M_1 F_1}{n_1} + p_1^2 \frac{M_2 F_2}{n_2} \right) \quad (10)$$

$$\text{Var}(\hat{N}_1) = (P_1 - P_2)^{-2} \left( \frac{M_1 F_1}{n_1} + \frac{M_2 F_2}{n_2} \right) \quad (11)$$

که در آن  $P_t = M_t / N_t$  برای  $t = 1, 2$  می باشد.

فرمول های بالا با این فرض برقرار هستند که اولاً مرگ و میر در طول دوره برداشت وجود ندارد، دوم اینکه همه حیوانات دارای احتمال یکسان برای شکار شدن در نمونه ( $t = 1, 2$ ) است و سوم اینکه مقادیر  $R_m, R_f$  دقیقاً مشخص هستند. برای بیشتر گونه های پرندگان آبی، نرها، به دلیل رفتار متفاوتشان، راحت تر از ماده ها در طول فصل تولید مثل دیده می شوند. به طور مشابه، صید ماهی قزل آلا (*Salvelinus fontinalis*) و سیسکو (*Coregonus sp.*)، ماده ها نسبت به نرها در برابر تورهای آبخشی آسیب پذیرتر است. از این رو در چنین مواردی فرض دوم نقض خواهد شد که منجر به برآوردهای بسیار اریب برای  $N$  و  $M$  می گردد. با این حال، جایی که یکی از این دو گروه ها، به عنوان مثال، ماده ها، به هیچ وجه برداشت نمی شوند،  $R_f$  صفر خواهد بود و برآوردگر  $M$  و واریانس آن برآوردهای تنومندی نسبت به چنین مواردی خواهند بود.

فرض سوم معمولاً نادرست خواهد بود چراکه  $R_m, R_f$  به طور کلی، به دلیل مرگ و میر طبیعی حیوانات یا کشتارهای گزارش نشده مانند "تلفاتهای فلج کننده ناگهانی" و یا خطاهای بررسی در برآورد کل کشته ها بر اساس بررسی های نمونه ای که در طول زمان صید انجام می شود؛ دقیقاً مشخص نیستند. در نتیجه برآوردهای مستقل و نارایب آنها جایگزین در روابط بالا شده و خواهیم داشت

$$\hat{N}_1 = \frac{\hat{R}_m - \hat{R}_f p_2}{p_1 - p_2} \quad (12)$$

$$\text{Var}(\hat{N}_1) = (p_1 - p_2)^{-2} [\hat{N}_1^2 \text{Var}(p_1) + \hat{N}_2^2 \text{Var}(p_2) + (1 - p_1)^2 \text{Var}(\hat{R}_m) + (1 - p_2)^2 \text{Var}(\hat{R}_f)] \quad (13)$$

هر چه که تفاوت  $P_1 - P_2$  زیادتر باشد تخمین دقیق تری برای  $\hat{N}_1$  ارائه شده است. معمولاً تخمین نسبت های  $P_2$  و  $P_1$  بر اساس بررسی های هوایی یا بررسی های هوایی تصحیح شده بوسیله بررسی های زمینی بدست می آیند. اوتیس (۱۹۸۰) روش CIR را برای تخمین اندازه جمعیت حیوانات با تقسیم جمعیت ها به سه جزء مجزا و جامع به جای دو جزء که در حال حاضر بحث گردید، توسعه داد.

## ۲-۶- روش صید- تلاش

در روش صید-تلاش، در هر واحد تلاش نمونه گیری فرض بر این است که نسبت ثابتی از جمعیت را به خود اختصاص می دهد. این روش مبتنی بر این فرض است که تعداد کشته شدگان در سال متناسب با تعداد در جمعیت بوده که این جمعیت بسته می باشد. گیریم که  $N_t$  نشانگر اندازه جمعیت در آغاز  $t$  امین دوره،  $N$  اندازه اولیه جمعیت،  $n_t$  اندازه نمونه برداشته شده در طول دوره  $t$  ام،  $e_t$  تلاش اعمال شده در دوره زمانی  $t$  ام،  $C_t = n_t/e_t$  بیانگر صید در واحد تلاش در زمان دوره  $t$  ام،  $k_t$  صید تجمعی در طول  $t - 1$  دوره یعنی  $k_t = \sum_{j=1}^{t-1} n_j$  و  $E_t$  عبارتست از تلاش تجمعی تا دوره زمانی  $(t - 1)$ . ابتدا آنچه مورد مطالعه است را با استفاده از نمونه گیری متغیر در نظر می گیریم. همچنین فرض خواهیم کرد که اولاً واحدهای تلاش مستقل و جمع شدنی باشند و ثانیاً همه افراد دارای احتمال صید یکسان در نمونه  $t$  ام باشند. احتمال توام  $n_t$  به صورت زیر خواهد بود

$$f(n_1, \dots, n_s) = \prod_{t=1}^s \binom{N - k_t}{n_t} p_t^{n_t} (1 - p_t)^{N - k_t + 1} \quad (14)$$

$C_t$  یعنی میزان صید در واحد تلاش، می تواند به وسیله یک مدل رگرسیون خطی به صورت زیر بیان گردد

$$E(C_t | k_t) = KN_t, \quad t = 1, \dots, s \quad (15)$$

که در آن  $K$  یک عدد ثابت یا همان ضریب رگرسیونی در همه سطوح تلاش است (ضریب صیدپذیری یعنی نسبتی از جمعیت صید شده توسط یک واحد تلاش). از آنجا که جمعیت به جز آلهایی که از طریق صید بدست می آید بسته می باشد؛ لذا  $N_t = N - k_t$  و از این رو رابطه بالا به شکل زیر در می آید

$$E(C_t | k_t) = K(N - k_t) \quad (16)$$

این نتیجه را اولین بار لزی و دیویس (۱۹۳۹) و دلوری (۱۹۴۷) ارائه دادند. مقادیر  $C_t$  ترسیم شده در برابر موارد  $k_t$  یک رابطه خطی مستقیم با عرض از مبدأ  $KN$  و شیب  $K$  خواهد بود که البته  $N$  باید برآورد شود. این رابطه خطی ممکن است حتی اگر فرضیات هم چندان درست نباشد، همچنان برقرار باشد، به عنوان مثال،  $C_t$  و  $k_t$  می توانند با هم رابطه خطی داشته باشند حتی زمانی که تلاش ثابت بوده و نرخ مرگ و میر ثابت در طول نمونه برداری وجود داشته باشد، اگر (۱۶) برقرار باشد، می توان نشان داد که رابطه زیر نیز برقرار خواهد بود

$$E(\log(C_t)) = \log(KN) - K(\log e) E_t \quad (17)$$

که در آن  $\log$  نشانگر تابع لگاریتم در پایه ۱۰ بوده و  $\log e = 0.4342945$  می باشد. بنابراین در صورتی که نقاط  $(E_t, \log C_t)$  تقریباً روی یک خط قرار گیرند تخمین  $K$  و  $N$  نیز می تواند به دست آید، این را هم اشاره نماییم که معمولاً به دلیل سهولت، از رابطه (۱۷) بیشتر از دیگر روابط به ویژه در مورد ماهیان استفاده می شود.

## ۷-۲- روش شاخصها

شاخص ها تخمینی از جمعیت حیوانات را ایجاد می کنند که از روی تعداد علائم حیوانات، تعداد پرندگان پرورش یافته در کنار جاده ها و غیره بدست می آیند. اگر چه این نتایج تخمینی از جمعیت مطلق را ارائه نمی دهند، اما نشان دهنده روند جمعیتی از سالی به سال دیگر یا زیستگاهی به زیستگاهی دیگر خواهند بود. برخی از روش های سرشماری بر اساس نسبتهایی که از این شاخصها شکل گرفته محاسبه می شوند و در صورتی که تعداد علائم حیوانی بجای مانده از هر حیوان در واحد سطح در واحد زمان را در نظر بگیریم، می توان تعداد حیواناتی را که باید در آن منطقه باشند محاسبه نمود. تعدادی از علائمی که ممکن است مورد استفاده قرار گیرد عبارتند از: لانه، آشیانه، تولههای حفر شده توسط حیوانات و صداهای حیوانات. بررسی های نمونه تصادفی طبقه بندی شده در ایالات متحده و کانادا برای شناسایی و اندازه گیری تغییرات فراوانی پرندگان مولد غیر شکاری در ارتفاع به شکل سالانه انجام می شود. در فصل تولید مثل، داده ها توسط ناظران داوطلبی که در کنار مسیر پرندگان قرار می گیرند؛ یا در توقفگاههای از پیش تعیین شده شمارش یا شنیده یا دیده می شوند. برآورد تغییر و واریانس آن برای یک گونه خاص بین ۲ سال متوالی با فرمولهای زیر ارائه می شود

$$\hat{R} = \frac{\bar{y} - \bar{x}}{\bar{x}} \quad (18)$$

$$\text{Var}(\hat{R}) = \left(\frac{\bar{y}}{\bar{x}}\right)^2 \left[\frac{\text{var}(y)}{\bar{y}^2} + \frac{\text{var}(x)}{\bar{x}^2} - \frac{2\text{cov}(x,y)}{\bar{x}\bar{y}}\right] \quad (19)$$

که در آن  $\bar{x}$  میانگین تعداد پرندگان/مسیر بر اساس سال اول،  $\bar{y}$  میانگین تعداد پرندگان/مسیر بر اساس سال دوم می باشد. با این حال، روش های مورد استفاده کنونی به اندازه کافی برای تشخیص تغییرات برای گونه های موجود حساس و قابل اعتماد نیستند. سن (۱۹۸۱) توزیع های بسیار اریب و بر اساس تعداد کمتری از مسیرها را مورد بحث قرار داد و پیشنهاد کرد که تبدیل داده های اولیه برای مقابله با چنین مواردی صورت گیرد. دووال و رایبیز (۱۹۵۲) رابطه مستقیمی بین تعداد کل کبوترها و صداهای بال زدن آنها یافتند. کوزیکی و ایتال (۱۹۵۴) یک مطالعه آماری از آواز خروس چوبی برای ۴۴ مسیر در شمال شرقی ایالات متحده انجام دادند.

## ۸-۲- روش تعداد سرگین های گروهی

شمارش گروه های پلت یا مدفوع به طور گسترده ای جهت تخمین جمعیت های بزرگ حیوانی استفاده می شود. این روش شامل شمارش گروه های سرگین در قطعات نمونه یا ترانسکت های واقع شده در منطقه مورد مطالعه می باشد که می توان نتایج شمارش نمونه را به عنوان میانگین تعداد سرگین گروه های یافت شده در هر واحد مساحت گزارش داد. در موارد کمی شمارش گروه سرگین به تخمین تعداد واقعی حیوانات موجود در منطقه نمونه برداری شده منجر می شود. دقت برآورد جمعیت توسط این روش مستلزم آگاهی قبلی از (الف) میزان دفع سرگین توسط حیوانات مورد مطالعه، (ب) طول دوره رسوب نشان داده شده در نمونه ها و نیز، (ج) استفاده از نمونه ای کاراست. نسبت میانگین میزان دفع روزانه ممکن است در بین گونه ها، بسته به رژیم غذایی، سن و جنسیت حیوان متفاوت باشد. در مطالعه ای که توسط ابرهارت و ون اتن (۱۹۵۶) انجام شد مشخص گردید که به طور قابل توجهی برای گوزن ها این میزان روزانه ثابت است. لذا نتیجه گرفتند که بکار نرفتن سرگین گروه ها در ساختار نمونه به عنوان رایج ترین منبع خطا؛ می تواند قلمداد شود. همای و همکاران (۱۳۹۶) از این روش به جهت تخمین فراوانی گونه گوزن زرد ایرانی در پناهگاه وحش دشت ناز ساری بهره بردند. آنها به کمک روشهای برش عرضی تمیز شده، محصول سرپا و برش عرضی خطی، تراکم سرگینها را به تراکم گوزنها تبدیل نمودند که در نتیجه آن تعداد جمعیت گوزن های زرد در منطقه مورد مطالعه را به طور متوسط ۳۷ مورد تخمین زدند.

## ۹-۲- روش مبتنی بر دوربین های حساس در گونه های کم تراکم

دوربین های حساس به حرکت از راه دور ابزار نظارتی نسبتاً کارآمدی هستند به ویژه برای گونه هایی که شناسایی آنها دشوار بوده یا در تراکم پایینی زندگی می کنند، اما اکثر تکنیک های تخمین فراوانی با استفاده از دوربین های از راه دور بر این تکیه می کنند که برخی یا همه جمعیت به طور منحصر به فرد قابل شناسایی هستند. روش های اخیراً توسعه یافته، فراوانی را از میزان

با دوربین های راه دور تخمین می زند و به افراد قابل شناسایی نیاز ندارند. لونام و همکاران (۲۰۲۰) با استفاده از این روش تراکم دو جمعیت کوگار (*Puma concolor*) در آیداهو، ایالات متحده آمریکا، طی ۳ زمستان از ۲۰۱۶ تا ۲۰۱۹ استفاده نمودند. البته شیوه آنها در برآورد کردن مبتنی بر دو روش زمان تا رویداد و فضا تا رویداد بود که آنها بدین نتیجه رسیدند که زمان تا رویداد تخمین دقیق تری ارائه می دهد. برآوردگرهای مبتنی بر دوربین می توانند عملکردی مشابه با دیگر روش های موجود برای تخمین فراوانی در گونه هایی در تراکم پایین زندگی می کنند، داشته باشند. با مدل های زمان و مکان به رویداد، مدیران می توانند از دوربین های راه دور برای نظارت بر جمعیت گونه های مختلف در مقیاس های مکانی و زمانی وسیع تر از سایر روش های موجود استفاده کنند.

## ۱۰-۲- روش مبتنی بر تشخیص زمان (TTD)

هدف بسیاری از مطالعات در اکولوژی و مدیریت، تعیین کمیت فراوانی مطلق بر اساس شمارش در مجموعه ای از سایت های بررسی شده است. از آنجایی که زمان جمع آوری داده ها معمولاً محدود است، روش هایی برای برآورد قابل اعتماد اشغال یا فراوانی از داده های کم هزینه مطلوب هستند مدل های تشخیص زمان (TTD) برای تخمین اشغال راهکار مناسبی است. با این حال، این روش کمتر مورد استفاده قرار گرفته است، و به استنباط در مورد اشغال، به جای فراوانی محدود می شوند. اخیراً استرل و همکاران (۲۰۲۱) یک مدل  $N$ -آمیخته دو جمله ای برای TTD در مورد چند گونه توسعه داده اند که امکان تخمین فراوانی را با داده های چند بار بازدید یا تک بازدید فراهم می کند. با توجه به اینکه مهاجرت موقت به صورت تصادفی در میان گونه ها روی می دهد، نسخه چند بازدیدی امکان برآورد بهتری را در هر بازدید فراهم می کند. آنها با استفاده از کدنویسی در نرم افزار آماری R تحت نام تابع کتابخانه ای  $nmixTTD$  روش خود در برآورد کردن را عملیاتی نمودند. آنها به این نتیجه رسیدند که بازدیدهای اضافی دقت را بهبود بخشیده و به طور قابل توجهی برآورد بهینه می گردد. آنها همچنین بر ارزیابی بودن روش خود اصرار نمودند.

## ۳- نتیجه گیری و بحث

در این مقاله به بیان مروری بر روشهای مختلف تعیین حجم جامعه حیوانات پرداخته شد. گرچه مقایسه هر روش با روش دیگر مستلزم یکسان سازی شرایط بررسی می باشد لیکن به نظر می رسد با توسعه و ترکیب روشهای فوق الذکر بتوان به راهکاری بهینه برای تعیین جمعیت به خصوص در مواردی که با گونه های خاص و نادر مواجهیم، دست یافت.

## مراجع:

- [۱] همای، محمود رضا، علیاکبری، آسیه، خسروی، رسول و قاسمپوری محمود، (۱۳۹۶)، «ارزیابی روشهای شمارش گروههای سرگین برای برآورد فراوانی گوزن زرد ایرانی مطالعه موردی: پناهگاه حیات وحش دشت ناز ساری»، محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۷۰، شماره ۱، صفحات ۲۴۱-۲۲۷.
- [2] D.G. Chapman, "Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses", Univ. Calif. Publ. Stat. Vol.1, pp. 131-160, 1951.
- [3] D.G. Chapman, "Inverse multiple and sequential sample census," Biometrics, Vol. 8, pp. 286-306, 1952.
- [4] D.G. Chapman, "The estimation of biological populations," Ann. Math. Stat, Vol. 25, pp. 1-15, 1954.
- [5] D.G. Chapman, "Population estimation based on change of composition caused by selective removal," Biometrika, Vol. 42, pp. 279-290, 1955.
- [6] M.J. Clement, M.J. O'Keefe and B. Walters, "A method for estimating abundance of mobile populations using telemetry and counts of
- [7] R.D. Cook and F.B. Martin, "A model for quadrat sampling with visibility bias," J. Am. Stat. Assoc, Vol. 69, pp. 345-359, 1974.
- [8] R.D. Cook and J.O. Jacobson, "A design for estimating visibility bias in aerial surveys," Biometrics, Vol. 35, pp.735-742, 1979.
- [9] R.B. DeLury, "On the assumption of biological populations," Biometrics, Vol. 3, pp. 145-167, 1947.
- [10] D.B. DeLury, "On the planning of experiments for the estimation of fish populations," J. Fish. Res. Board Can, Vol. 8, pp.281-307, 1951.
- [11] A.J. Duvall and CS Robbins, "Investigations of methods of determining abundance of breeding Mourning Doves in certain eastern states," U.S. Dep. Inter. Fish and Wildl. Serv. Vol. 17, pp. 15-34, 1952.
- [12] L.L. Eberhardt and R.C. Van Etten, "Evaluation of the pellet-group count as a deer census method," J. Wildl. Manage, Vol. 20, No. 1, pp. 70-74, 1954.
- [13] L.L. Eberhardt, "A preliminary appraisal of line transects," J. Wildl. Manage, Vol. 32, No. 1, pp. 82-88, 1968.
- [14] L.L. Eberhardt, "Transect methods for population studies," J. Wildl. Manage, Vol. 42, No. 1, pp 1-31, 1978.
- [15] L.L. Eberhardt, D.G. Chapman, and J.R. Gilbert, "A review of marine mammal census methods," Wildl. Monogr. Vol. 63, No. 46, 1979.
- [16] W.R. Edwards and L.L. Eberhardt, "Estimating cottontail abundance from live-trapping data," J. Wildl. Manage., Vol. 31, pp. 87-96, 1967.
- [17] A.J. Erskine, "The co-operative breeding bird survey in Canada, 1966-69," Can. Wildl. Serv. Prog. Note, Vol. 15, No. 19, 1970.
- [18] A.J. Erskine, "The co-operative breeding bird survey in Canada, 1972," Can. Wildl. Serv. Prog. Note, Vol. 32, No. 15, 1973.
- [19] C.E. Gates, "Line transect and related issues," pp. 71-154 in Cormack, R.M.; Patil, CP.; Robson, D.S. (eds.). Sampling biological populations. Stat. Ecol. Ser. Vol. 5. Int. Coop. Publ. House. Fairland, Maryland, 1979.
- [20] C.E. Gates and P.W. Smith, "An implementation of the BurnhamAnderson distribution free method of estimating wildlife densities from linetranssect data," Biometrics, Vol. 36, pp. 155-160, 1981.
- [21] P. Greigh-Smith, Quantitative plant ecology, 2nd ed. Butterworths. London., 1964.
- [22] G.M. Jolly, "Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model," Biometrika, Vol.52, pp.225-247, 1965.
- [23] G.M. Jolly, "Sampling methods for aerial census of wildlife populations," East Afr. Agric. For. J., Vol. 34, pp. 46-49, 1969.
- [24] G.M. Jolly, "A unified approach to mark-recapture stochastic models, exemplified by a constant-survival rate model," 1979.
- [25] C. Kabat, N.R. Collias, and R.C. Guettinger, "Some winter habits of white-tailed deer and the development of census methods in the Flag yard of Northern Wisconsin. Wise," Conserv. Dep. Tech. Wildl. Bull. Vol. 33, No. 7, 1953.
- [26] EX. Kozicky, T.A. Bancroft and P.G. Homeyer, "An analysis of woodcock singing ground counts, 1948-1952," J. Wildl. Manage, Vol. 18, pp. 259-266, 1954.
- [27] P.H. Leslie and D.H.S. Davis, "An attempt to determine the absolute number of rats on a given area," J. Anim. Ecol, Vol. 8, pp. 94-113, 1939.
- [28] F.C. Lincoln, "Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns," U.S. Dep. Agric. Circ., Vol. 118 , pp.1-4, 1930.
- [29] K.E. Looman, D.E. Ausband and M.S. Mitchell, "Estimating Abundance of an Unmarked, Low-Density Species using Cameras," J. Wildl. Manage, pp.1-10, 2020.

- [30] J.A. Manning and C.S. Goldberg, "Estimating population size using capture–recapture encounter histories created from point-coordinate locations of animals," *Methods in Ecology and Evolution*, Vol. 1, pp. 389–397, 2010.
- [31] D.L. Otis, K.P. Burnham, G.C. White and D.R. Anderson, "Statistical inference from capture data on closed animal populations," *Wildl. Monogr*, Vol. 62, pp.1-135, 1978.
- [32] D.L. Otis, "An extension of the change-in-ratio method," *Biometrics*, Vol.36, pp.141-147, 1980.
- [33] C.E.J. Petersen, "The yearly immigration of young plaice in the Limfjord from the German Sea," *Rep. Dan. Biol. Stat.* Vol. 6, pp.1-48, 1896.
- [34] G.A.F. Seber, "A note on the multiple-recapture census," *Biometrika*, Vol. 52, pp. 249-259, 1965.
- [35] G.A.F. Seber, E.D. Le Cren, "Estimating population parameters from catches large relative to the population," *J. Anim. Ecol.*, Vol. 36, pp. 631-643, 1967.
- [36] G.A.F. Seber, "The effects of trap response on tag-recapture estimates," *Biometrics*, Vol. 26, pp. 13-22, 1970.
- [37] G.A.F. Seber, *The estimation of animal abundance and related parameters*, Hafner Press. New York, 1973.
- [38] G.A.F. Seber, "Transects of random length," pp. 183-192, 1979.
- [39] G.A.F. Seber and R. Felton, "Tag loss and the Petersen mark-recapture experiments," *Biometrika*, Vol. 68, pp. 211-219, 1981.
- [40] A.R. Sen, J. Tourigny and G.E.J. Smith, "On the line transect sampling method," *Biometrics*, Vol. 30, pp. 329-340, 1974.
- [41] A.R. Sen, G.E.J. Smith and G. Butler, "On a basic assumption in the line-transect method," *Biometrische Zeitschrift*, Vol. 20, No. 4, pp. 363-369, 1978.
- [42] A.R. Sen and P.K. Sen, "Schnabel type estimators for closed populations with multiple marking," *Sankhya, Ser. B*, Vol. 43, pp. 68-80, 1980.
- [43] N. Strebel, C.J. Fiss, K.F. Kellner, J.L. Larkin, M. Kéry and J. Cohen, "Estimating abundance based on time-to-detection data," *Methods in Ecology and Evolution*, Vol. 12, pp. 909-920, 2021.

# An overview of some methods for determining the population size of animal species

Mahdi Salmanpour

Collage of mathematics, Kashan University, Kashan, Iran

m.salmanpour@kashanu.ac.ir

**Abstract**— Today's, most biological studies area require estimates of animal population density or size of them. This is very important in order to maintain and properly manage different species in particular indigenous or rare species that have great values for us. Also, in cases where animals are distributivity in the large latitude and longitude of their habitat, measuring the population of the species will be more difficult. on the other hand , wildlife managers need to be aware of the size of a population or the density of a species in a given area in order to monitor their changes or create immediate management decisions. However, the present study seeks to provide a quick overview of some common methods from the oldest techniques to new methods in this field.

**Keywords**— *Population size, transect line, capture-recapture method, random sampling with proportional to size, stratified sampling*